

ÉLABORATION D'UN PLAN D'ACTION VISANT À RÉDUIRE LES COLLISIONS VÉHICULES-
FAUNE ET LA FRAGMENTATION DES HABITATS NATURELS ENGENDRÉES PAR
L'AUTOROUTE 15

Par
Arnaud Raibaldi

Essai présenté au
Centre universitaire de formation en environnement et en développement durable
en vue de l'obtention du grade de maîtrise en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Madame Kim Marineau

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Juillet 2020

SOMMAIRE

Mots clefs : perméabilité faunique, autoroute 15, Laurentides, Éco-corridors laurentiens, passages fauniques, collisions véhicules-faune, mortalité routière, coûts-bénéfices, mitigation, mesures d'atténuation.

L'organisme Éco-corridors laurentiens s'est donné pour mission de relier les parcs nationaux d'Oka et du Mont-Tremblant par un réseau d'éco-corridors et d'aires protégées interconnectées. Dans ce cadre, l'objectif de l'essai est d'élaborer un plan d'action visant à réduire les collisions véhicules-faune et la fragmentation des habitats naturels engendrées par l'autoroute 15. Ce grand axe routier est l'un des obstacles majeurs du territoire en terme de circulation de la faune, et coupe plusieurs éco-corridors identifiés par l'organisme.

Après un état de l'art des passages fauniques au Québec et une présentation des données environnementales disponibles, le traitement des données de collisions véhicules-faune permet notamment de déterminer une moyenne de 51 évènements par an, lesquels se produisent surtout dans la partie nord de l'autoroute, et de localiser des points névralgiques de collisions. Une analyse coûts-bénéfices vient compléter ces résultats en quantifiant à un minimum de 595 417 \$ par an le coût moyen des collisions véhicules-faune, et en donnant une estimation des coûts d'aménagement de plusieurs mesures de mitigation envisageables dans la zone d'étude. Des secteurs d'action prioritaire sont ensuite proposés : cette analyse préliminaire prend en considération les milieux d'intérêt écologique, les corridors de déplacement de la faune et les points névralgiques de collisions véhicules-faune.

Des recommandations sont présentées à l'attention de l'organisme Éco-corridors laurentiens, du Ministère des Transports du Québec et des municipalités de la zone d'étude en vue d'améliorer et mettre en pratique ce plan d'action. Elles préconisent de bonifier l'acquisition et le traitement des données de collisions véhicules-faune ainsi que l'estimation des coûts par accident, de caractériser les structures de la zone d'étude, de déterminer des espèces focales et des cibles de réduction de la mortalité, et d'opérer un suivi de l'efficacité des mesures de mitigation après leur mise en place, possiblement en partenariat avec une université québécoise.

Les résultats de l'essai mettent en évidence les impacts environnementaux et sociaux de l'autoroute 15 ainsi que la nécessité de mettre en place des mesures de mitigation, afin de reconnecter les milieux naturels et de réduire notablement la mortalité humaine et animale. Ce projet pourra être réalisé si une collaboration efficace s'opère entre les différents gestionnaires de la zone d'étude.

REMERCIEMENTS

C'est à Kim Marineau, directrice de cet essai, et Marie-Lyne Després-Einspenner, coordonatrice à Éco-corridors laurentiens, que vont d'abord mes remerciements. Leur confiance et leur aide sont l'origine et le moteur de ce travail, que j'espère n'être qu'un premier pas vers la mise en place de mesures effectives. Viennent ensuite mes relecteurs et mes relectrices : William, Michèle, Victor, Maëlle, Marie, merci infiniment pour vos remarques pleines d'humilité et de bon sens. Tout va mieux quand ces deux valeurs sont rassemblées. Je remercie aussi Yona, pour sa joie - et parce qu'il me serait périlleux de ne pas la mentionner.

La réalisation de cet essai a bénéficié du soutien de nombreux professionnels. Mes sincères remerciements vont à Jochen Jaeger, professeur à l'Université Concordia, ainsi qu'à Estelle Bouvier (directrice de la planification et de la gestion des infrastructures), Simon Létourneau (ingénieur) et Louis Parenteau (biologiste) du Ministère des Transports. J'adresse un remerciement particulier à Simon Trottier, conseiller en systèmes d'information géographique à l'Université de Sherbrooke, pour ses explications et son intérêt touchant.

« Le remède fut admirable, mais nous avons perdu le patient », écrivait Hemingway à son propre sujet.

Face à la dévastation mondiale de notre environnement, il n'est pas encore question de solutions globalisantes. Seulement d'accommodations. Mieux vaudrait pourtant ne pas attendre que le remède devienne mortel.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction	1
1. Les impacts du réseau routier sur la faune et ses habitats	3
1.1 Les impacts majeurs	3
1.1.1 En bref	3
1.1.2 La mortalité par collision.....	3
1.1.3 La fragmentation des habitats naturels	4
1.1.4 Les pertes directe et indirecte d’habitats naturels.....	5
1.1.5 Les autres facteurs de dégradation induits par le réseau routier	6
1.2 Vulnérabilité de la faune	6
2. Les passages fauniques : état de l'art	9
2.1 Présentation générale.....	9
2.1.1 Les différents types de passage faunique	9
2.1.2 Préférences de plusieurs groupes de faune	11
2.1.3 Localisation des mesures de mitigation.....	14
2.2 Situation au Québec.....	14
2.2.1 Exemples québécois de mesures de mitigation mises en place sur le réseau routier.....	15
2.2.2 Détail des passages fauniques envisageables dans le contexte d’une autoroute québécoise	16
2.3 Résultats récents	21
2.3.1 Utilisation par la faune des passages multi-usages.....	21
2.3.2 Cibles de réduction de la mortalité routière animale	21
2.3.3 Lien entre densité de collisions et mesures de mitigation	21
2.3.4 Éblouissement dû au revêtement de certaines structures.....	22
2.3.5 Pertinence de la signalisation routière.....	22
3. L'organisme Éco-corridors laurentiens.....	23
3.1 Les missions et priorités de conservation de l'organisme.....	23
3.2 Réalisations en cours et réalisations projetées.....	24
3.3 Espèces animales ciblées, noyaux de conservation et éco-corridors.....	25

4. Caractéristiques générales de la zone d'étude	27
4.1 La région administrative des Laurentides.....	27
4.1.1 Découpage administratif et population.....	27
4.1.2 Portrait environnemental	28
4.2 La zone d'étude : réseau routier et usages du territoire.....	29
4.3 La zone d'étude : données territoriales.....	31
5. Les collisions routières dans la zone d'étude	35
5.1 Présentation générale des données	35
5.1.1 Données chiffrées	35
5.1.2 Répartition spatiale.....	36
5.1.3 Absence du caribou	37
5.2 Points névralgiques de collisions véhicules-faune	38
5.2.1 Traitement des données	38
5.2.2 Limites de l'analyse.....	38
5.2.3 Résultats	38
6. Analyse coûts-bénéfices des passages fauniques dans la zone d'étude.....	40
6.1 Coût généré par les collisions avec les grands mammifères dans la zone d'étude.....	40
6.1.1 Estimation du coût par collision avec un grand mammifère	40
6.1.2 Calcul du coût dans la zone d'étude	41
6.2 Coûts des mesures de mitigation envisageables dans la zone d'étude	42
6.2.1 Passages supérieurs	42
6.2.2 Passages inférieurs	43
6.2.3 Structures d'exclusion	44
6.2.4 Aménagement de structures existantes.....	44
6.3 Efficacités des mesures de mitigation	45
7. Les secteurs d'action prioritaire dans la zone d'étude	46
7.1 Méthode d'identification d'un secteur d'action prioritaire.....	47
7.2 Analyse préliminaire des secteurs d'action prioritaire	48
8. Recommandations	50

8.1 Court terme.....	50
8.1.1 Bonifier l’acquisition des données de collisions véhicules-faune	50
8.1.2 Affiner l’estimation du coût par collision	51
8.1.3 Caractériser les structures de la zone d’étude.....	51
8.1.4 Étendre la zone d’acquisition des connaissances dans les secteurs d’action prioritaire.....	52
8.2 Moyen terme	52
8.2.1 Déterminer des espèces focales pour la perméabilité faunique	52
8.2.2 Adopter des cibles de réduction de la mortalité	52
8.2.3 Affiner l’analyse des données de collisions véhicules-faune	52
8.3 Long terme	53
8.3.1 Réaliser une étude d’efficacité des mesures de mitigation.....	53
8.3.2 Créer un partenariat organisme-université	54
Conclusion.....	55
Liste des références	56

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 2.1	Exemple de pont d'étagement et de passage pédestre inférieur. Croisement de l'autoroute 15 et du boulevard de la Seigneurie, Blainville.....	18
Figure 2.2	Exemple de ponceau rectangulaire avec banquettes en béton.....	19
Figure 3.1	Noyaux de conservation et éco-corridors identifiés par Éco-corridors laurentiens.....	26
Figure 4.1	Découpage administratif des Laurentides.....	27
Figure 4.2	Municipalités et réseau routier de la zone d'étude.....	29
Figure 4.3	Surfaces agricoles de la zone d'étude.....	30
Figure 4.4	Débit journalier moyen annuel de quatre tronçons de l'autoroute 15.....	31
Figure 4.5	Forêts matures de la zone d'étude.....	32
Figure 4.6	Données environnementales de la zone d'étude.....	33
Figure 4.7	Éco-corridors de la zone d'étude.....	34
Figure 5.1	Informations générales sur les données de collision.....	36
Figure 5.2	Répartition des collisions avec la grande faune dans la zone d'étude.....	37
Figure 5.3	Points névralgiques de collisions avec la faune dans la zone d'étude.....	39
Figure 6.1	Évolution sur cinq ans du coût généré par les collisions avec les grands mammifères dans la zone d'étude.....	41
Figure 6.2	Exemple de ponceaux en béton et en TTOG.....	43
Figure 7.1	Secteurs d'action prioritaire.....	49
Tableau 1.1	Caractéristiques rendant une espèce vulnérable à la mortalité par collision, à la perte d'habitat et à la fragmentation dans un contexte général.....	7
Tableau 1.2	Caractéristiques des principaux passages fauniques.....	13
Tableau 6.1	Estimations économiques de passages fauniques souterrains.....	43
Tableau 6.2	Estimations économiques de structures d'exclusion.....	44
Tableau 6.3	Exemples d'efficacité constatées pour certaines mesures de mitigation.....	45
Tableau 7.1	Principales étapes du protocole d'identification et de protection des corridors naturels et des passages fauniques réalisé par Corridor Appalachien.....	46
Tableau 7.2	Indicateurs spatiaux retenus pour l'étude de perméabilité faunique de l'autoroute 10, et leur description dans le contexte de l'autoroute 15.....	47
Tableau 7.3	Municipalités associées aux secteurs d'action prioritaire.....	49
Tableau 8.1	Acteurs concernés par la section 8 et recommandations qui leur sont associées.....	50

Tableau 8.2	Description des lignes directrices proposées par van der Grift, van der Ree et Jaeger (2015) pour évaluer l'efficacité de mesures de mitigation routière.....	53
-------------	---	----

LISTE DES ACRONYMES ET DES SIGLES

CPTAQ	Commission de Protection du Territoire agricole du Québec
CRNTL	Commission des Ressources naturelles et du Territoire des Laurentides
ÉCL	Éco-corridors Laurentiens
FADQ	Financière agricole du Québec
ISQ	Institut de la statistique du Québec
MEI	Ministère de l'Économie et de l'Innovation
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques
MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles
MFFP	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
MRC	Municipalité régionale de Comté
MTO	Ministère des Transports de l'Ontario
MTQ	Ministère des Transports du Québec
SAAQ	Société de l'assurance automobile du Québec

INTRODUCTION

La perte de biodiversité à l'échelle mondiale est un phénomène largement attesté (Rahbek et Colwell, 2011; McCallum, 2015; Doherty et al., 2016; Worm et Lotz, 2016; Menezes-Silva et al., 2019) dont la gravité n'est plus remise en cause (Tittensor et al., 2014; Brondizio, 2019). Hors Antarctique, les trois quarts de la surface planétaire subissent des pressions humaines directes mesurables, et la superficie affectée est en augmentation rapide dans les régions riches en biodiversité (Venter et al., 2016). Cette situation est notamment imputable au réseau routier, dont la croissance en kilométrage pourrait dépasser les 50 % d'ici 2050 (Dulac, 2013; Meijer, Huijbregts, Schotten et Schipper, 2018). Son ampleur actuelle est pour le moins préoccupante : en Europe, plus de la moitié du territoire se trouve à moins d'un kilomètre et demi d'une route (Torres et al., 2016), et aux États-Unis, c'est près de 80 % du pays qui est dans cette situation (Riitters and Wickham, 2003). À l'échelle du Canada, la situation peut sembler moins problématique car de vastes territoires sont encore peu urbanisés, mais la grande majorité du réseau routier est concentrée dans le sud du pays - précisément où la biodiversité est la plus riche et la plus vulnérable (Lindsay et al., 2016).

La situation mondiale de perte de biodiversité ne pourra pas être renversée avec la seule mise en place d'aires protégées isolées (Mora et Sale, 2011). Cependant, les investissements en conservation de la biodiversité montrent un retour positif conduisant à des améliorations mesurables et de grande envergure (Waldron et al., 2017). C'est dans ce cadre encourageant que s'inscrit le travail des organismes de conservation, qui s'appliquent à protéger les milieux naturels via l'acquisition de propriétés foncières et leur intendance à long terme, laquelle implique notamment les enjeux de connectivité et de bonne santé écosystémique. C'est également dans ce cadre que veut s'inscrire le présent essai, réalisé en collaboration avec l'organisme de conservation Éco-corridors Laurentiens [ÉCL].

L'objectif principal de cet essai est d'élaborer un plan d'action visant à réduire les collisions routières avec la faune et la fragmentation des habitats naturels engendrées par une portion de l'autoroute 15. La portion étudiée s'étend de sa jonction avec l'autoroute 640 jusqu'à son extrémité nord (Sainte-Agathe-des-Monts). Bien qu'il s'agisse d'une étude de cas, l'essai est construit de manière à faciliter l'initiation de projets similaires au Québec.

Les objectifs spécifiques sont au nombre de cinq : dresser un état de l'art des passages fauniques au Québec; identifier les points névralgiques de collisions véhicules-faune dans la zone d'étude; quantifier le coût économique généré par les collisions avec la grande faune et par les mesures de mitigation

envisageables; identifier des secteurs d'action prioritaire dans la zone d'étude; formuler des recommandations d'action et de suivi visant à accroître la perméabilité de l'autoroute 15.

La validité des informations exposées dans ce travail est assurée par la qualité de leurs sources, pour l'essentiel issues de journaux scientifiques renommés, et choisies à la fois pour leur pertinence, leur actualité et leur lien géographique et/ou contextuel avec le sujet traité. Pour répondre aux objectifs présentés, la recherche bibliographique a été enrichie notamment de communications auprès de ÉCL et du Ministère des Transports du Québec [MTQ]. De plus, le travail effectué par Corridor Appalachien pour améliorer la perméabilité de l'autoroute 10 a particulièrement inspiré la réalisation de cet essai.

Le premier chapitre présente les impacts du réseau routier sur la faune et ses habitats, à travers quatre impacts majeurs et la vulnérabilité au réseau routier pour différents groupes de faune. Le deuxième chapitre expose les solutions apportées par l'écologie routière en proposant un état de l'art des passages fauniques : une présentation générale est suivie d'exemples québécois de mesures de mitigation, ainsi que de résultats récents issus de la recherche scientifique et retenus pour leur pertinence dans le contexte du présent travail. Le troisième chapitre dresse un portrait de ÉCL à travers notamment ses objectifs et réalisations, puis le contexte administratif et l'utilisation du sol de la zone d'étude sont caractérisés au quatrième chapitre et enrichis des données de circulation et environnementales disponibles. La suite de l'essai est constituée de l'analyse des données. Les collisions routières avec la faune sont d'abord localisées et caractérisées au cinquième chapitre, ce qui permet l'identification de points névralgiques de collisions véhicules-faune. Au sixième chapitre, les résultats obtenus permettent de réaliser une étude coûts-bénéfices des mesures de mitigation envisageables dans la zone d'étude, en évaluant notamment l'impact économique des collisions. Enfin, le septième chapitre propose une réflexion en vue d'identifier des secteurs d'action prioritaire pour l'amélioration de la perméabilité faunique de l'autoroute 15, et des recommandations sont présentées au chapitre 8 afin de poursuivre l'élaboration du présent plan d'action.

1. LES IMPACTS DU RÉSEAU ROUTIER SUR LA FAUNE ET SES HABITATS

La construction et l'utilisation de routes participent à la destruction et à la dégradation des écosystèmes. Ces perturbations sont les causes principales de la perte de biodiversité à échelle mondiale (Rands et al., 2010; Primack et Sher, 2016). Globalement, la présence de routes entraîne une réduction du flux génétique et de l'abondance de la faune (Jackson et Fahrig, 2011).

Dans cette section, nous aborderons les différents impacts du réseau routier sur la faune, puis nous exposerons plus en détail les cas particuliers de certains groupes de faune.

1.1 Les impacts majeurs

1.1.1 En bref

De nombreux enjeux sont associés à la présence des routes : la perte d'habitats due à l'emprise de la route; la mortalité animale par collision; la fragmentation des habitats; la perte d'habitats indirecte, en permettant l'accès au territoire, l'exploitation des ressources et le développement d'infrastructures; les dérangements liés à l'utilisation des routes, incluant les activités industrielles et récréotouristiques; et la propagation d'espèces exotiques envahissantes. (Benett, 1991; Forman et al., 2003; Le comité organisateur, 2012) À cela s'ajoutent des problèmes de pollution de l'air, de l'eau et des sols, de pollution lumineuse, ainsi que des perturbations hydrologiques (Jones et al., 2000; Spellerberg, 2002).

Ces enjeux constituent l'un des grands sujets de la recherche en conservation biologique (Fazey, Fischer et Lindenmayer, 2005), à tel point qu'un champ disciplinaire à part entière s'est développé : l'écologie routière, qui cherche à comprendre et limiter l'impact du réseau routier (incluant sa conception, sa construction, son utilisation et son entretien) sur la dynamique des écosystèmes traversés (Lelièvre, 2018).

1.1.2 La mortalité par collision

Le trafic routier est responsable de la mort par collision de centaines de millions d'animaux chaque année, dont plusieurs millions en Amérique du Nord (Seiler et Helldin, 2006; Huijser et al., 2017). Pour la seule province du Québec, six à huit milliers d'accidents de la route impliquant la grande faune (essentiellement des cervidés) sont recensés chaque année, ce qui pose un sérieux problème de sécurité routière, de dégradation des écosystèmes et de coûts d'entretien (Peltier, 2012; Société de l'assurance automobile du Québec [SAAQ], 2019).

La mortalité par collision est l'impact le plus intuitif du réseau routier sur la faune, et représente un enjeu important de l'écologie routière pour ses conséquences mesurables sur les écosystèmes (Forman et Alexander, 1998; Smith-Patten et Patten, 2008; Fahrig et Rytwinski, 2009). Cet impact est accru pour certaines espèces : celles à grand domaine vital (ex : ours noir, orignal, cougar, lynx roux), celles qui ne sont pas effrayées par les véhicules (ex : porc-épic) et celles ayant un taux de reproduction faible (ex : carcajou, caribou) (Fahrig et Rytwinski, 2009; Jaeger et al., 2017; Corridor Appalachien, s.d.). Pour les espèces fauniques de petite taille telles que les petits mammifères, les amphibiens, certains reptiles et oiseaux, etc., l'effet de la mortalité par collision est difficile à estimer car plus discret que pour la grande faune, mais doit cependant être pris en considération (Fahrig et Rytwinski, 2009; González-Gallina, 2013).

Toutes espèces confondues, la mortalité par collision est essentiellement dépendante de la vitesse des véhicules et de la densité du trafic. De manière plus spécifique dans le temps et l'espace, un grand nombre d'autres facteurs entrent en compte : citons par exemple la période du jour et de l'année, la proximité d'habitats naturels de qualité, la sur- ou sous-élévation de la route, l'abondance des espèces, la distance entre l'accotement et les zones boisées, etc. (Clevenger et al., 2003; Forman et al., 2003; Leblanc, Bolduc et Martel, 2005; Bíl et al., 2019)

Enfin, il est à noter que la mortalité par collision participe à la fragmentation des habitats causée par la présence de routes, en faisant qu'un nombre réduit d'individus parvient à les traverser avec succès (Jaeger et al., 2005).

1.1.3 La fragmentation des habitats naturels

La fragmentation des habitats naturels est considérée par beaucoup d'auteur·es comme l'impact le plus important du réseau routier sur les écosystèmes traversés (Spellerberg, 1998; Coffin, 2007). La fragmentation correspond au degré auquel des habitats naturels initialement continus sont divisés en parcelles isolées (Ontario Road Ecology Group, 2010), avec pour conséquences principales de limiter les déplacements de la faune et son accessibilité aux ressources (incluant les partenaires sexuels). Pour la définir, trois effets lui sont habituellement associés : la diminution de la taille des habitats naturels continus, l'augmentation des effets de lisière, et le renforcement de l'isolement des parcelles (Forman et Alexander, 1998; Fahrig, 2003; Laverty et Gibbs, 2007).

Les routes peuvent constituer des obstacles à la circulation de la faune en raison de la mortalité par collision, mais pas seulement. Cette obstruction peut aussi être provoquée par des infrastructures additionnelles (ex : barrières) et par le phénomène d'évitement des routes. Ce dernier traduit le comportement d'une partie de la faune qui est dissuadée de franchir les routes en raison des perturbations qu'elles engendrent (bruit, lumière, pollution etc.), de leur revêtement non naturel ou des effets de lisière, incluant l'évitement des milieux ouverts par certains animaux. (Forman et Alexander, 1998; Forman et al., 2003; Jaeger et al., 2005; Laverty et Gibbs, 2007)

À terme, la fragmentation des habitats naturels participe à réduire la diversité génétique des populations animales, particulièrement pour les espèces dont la migration est entravée, et peut conduire à des extinctions locales (Coffin, 2007; Shepard et al., 2008; Jackson et Fahrig, 2011). Cette problématique semble toucher la majeure partie des espèces fauniques, incluant notamment les mammifères de toutes tailles, l'herpétofaune, les oiseaux de sous-bois et les insectes (Oxley, Fenton et Carmody, 1974; Andren, 1994; Didham et al., 1996; Smith et al., 2005).

1.1.4 Les pertes directe et indirecte d'habitats naturels

La création d'une nouvelle route ou l'agrandissement d'un axe existant entraîne nécessairement la minéralisation de surfaces supplémentaires, ce qui occasionne une perte directe d'habitats naturels terrestres ou aquatiques. Cette perte s'avère généralement plus large que l'emprise directe de la route, en raison des aménagements qui l'accompagnent (fossé, accotement, terre-plein central, aménagement des carrefours, aire de stationnement, etc.), avec une zone d'influence plus large dans le cas de certains travaux (ex : drainage d'un milieu humide). (MTQ, 1997; Pellerin et Poulin, 2013)

La perte d'habitats indirecte se produit en permettant à l'humain l'accès au territoire, que ce soit pour l'exploitation des ressources naturelles, le développement d'infrastructures ou la pratique d'activités récréotouristiques (Ontario Road Ecology Group, 2010). Certaines perturbations causées par la présence de routes (ex : bruit, lumières, odeurs, effets de lisière, etc.) peuvent également réduire la superficie de territoire occupé par les espèces qui y sont sensibles (Forman et Alexander, 1998; Jaeger et al., 2005; Laverty et Gibbs, 2007).

1.1.5 Les autres facteurs de dégradation induits par le réseau routier

D'autres facteurs peuvent avoir des impacts sur la faune et ses habitats. Les plus conséquents sont la propagation d'espèces exotiques envahissantes, la perturbation des systèmes hydrologiques et les divers types de pollution (de l'air, de l'eau, des sols et lumineuse) (Forman et Alexander, 1998; Spellerberg, 1998; Spellerberg, 2002; Jones et al., 2000; Lavery et Gibbs, 2007).

La propagation d'espèces exotiques envahissantes par les routes est surtout documentée pour les espèces végétales, dont certaines prospèrent dans les lisières artificielles ouvertes par l'aménagement du réseau routier. Au Québec, l'exemple le plus courant est celui du roseau commun, ou phragmite (*Phragmites australis subsp. australis*). (Spellerberg, 1998; Mortensen et al., 2009) Les systèmes hydrologiques affectés par l'aménagement et l'entretien des routes peuvent être perturbés par une modification de leur structure et par l'apport excessif de sédiments en aval, ce qui conduit dans les deux cas à réduire la qualité des habitats naturels aquatiques (Forman et Alexander, 1998; Spellerberg, 1998).

Enfin, tel que mentionné précédemment, la pollution provoquée par la présence de routes affecte la qualité de l'air, de l'eau et des sols, en plus d'être la source de nuisances sonore et lumineuse. En particulier, l'air ambiant subit notamment un apport important de monoxyde de carbone, de composés azotés et de poussières, tandis que les eaux et les sols à proximité voient leur composition changer à la suite de l'ajout de sédiments et de métaux tels que le plomb, le nickel, le cadmium et le zinc. Dépendamment des dimensions de l'axe considéré, la contamination physico-chimique des sols s'étend en moyenne de 30 à 100 mètres de chaque côté de la route. (Spellerberg, 1998; Jones et al., 2000; Spellerberg, 2002; Forman et al., 2003 ; Shorshani, 2014) Le comportement des usagers peut également être pointé du doigt, notamment à cause du rejet de déchets le long des voies.

1.2 Vulnérabilité de la faune

La vulnérabilité face aux impacts du réseau routier dépend de l'espèce considérée. Elle peut être caractérisée pour les trois impacts principaux des routes sur la faune : la mortalité routière, la perte d'habitat et la fragmentation. (Forman et al., 2013) Le tableau 1.1 ci-dessous présente une caractérisation de la vulnérabilité de la faune face à ces trois impacts.

Tableau 1.1 : Caractéristiques rendant une espèce vulnérable à la mortalité par collision, à la perte d'habitat et à la fragmentation dans un contexte général (Adapté de Forman et al., 2003, p.121)

Caractéristiques rendant une espèce vulnérable	À la mortalité par collision	À la perte d'habitat	À la fragmentation
Faible densité de population / Besoin de grands territoires	●	●	●
Faible taux de reproduction	●	●	●
Espèce cantonnée aux milieux forestiers		●	●
Multiples ressources nécessaires	●		●
Comportement d'évitement des routes			●
Attraction pour les habitats routiers (ex : accotements)	●		
Grande mobilité	●		
Plusieurs habitats utilisés	●		

Bien que le cas de chaque espèce nécessite d'être considéré spécifiquement, il est possible de dresser un portrait global de la vulnérabilité au réseau routier pour différents groupes de faune. Nous présentons ici le cas des mammifères, des oiseaux et de l'herpétofaune (reptiles et amphibiens).

De manière générale, les taux de mortalité par collision des mammifères apparaissent très dépendants de la présence et des caractéristiques d'éléments tels que la visibilité, les clôtures, la végétation en bord de route, les remblais, etc. Ces taux augmentent avec la densité du trafic mais peuvent varier sur de courtes distances en fonction du contexte local. Pour les cervidés, il arrive que le volume du trafic et la vitesse des véhicules aient une influence minime sur les taux de mortalité. (Bissonette et Kassir, 2008; Canal et al., 2019) Pour les petits mammifères, la mortalité par collision semble favorisée par la présence d'un couvert végétal proche de la route, mais est diminuée de façon notable par la présence de passages fauniques ou de ponceaux. De même, la surélévation des routes peut réduire considérablement leur mortalité, mais a pour contrepartie d'augmenter l'effet de barrière. (Clevenger, Chruszcz et Gunson, 2003) Concernant la fragmentation et la perte des habitats naturels, ce sont les mammifères carnivores de grande taille qui y sont le plus sensibles, en raison de caractéristiques biologiques telles que la faible densité de leurs populations, les grandes surfaces requises pour leur survie et leurs faibles taux de reproduction (Crooks et al., 2011). En réponse à la fragmentation, les petits mammifères ont tendance à étendre leur territoire le long des routes plutôt que les franchir (Forman et al., 2003; McDonald et St-Clair, 2004a; Ascensão, LaPoint et van der Ree, 2015).

À l'instar des mammifères, les oiseaux présentent une forte dépendance au contexte local, et leur taux de mortalité augmente avec la densité du trafic (Canal et al., 2019). De plus, les oiseaux apparaissent particulièrement sensibles à la pollution sonore générée par les routes, ce qui occasionne une perte d'habitat par dérangement aux abords des routes (McClure et al., 2013). Il a été observé sur le site d'un écopont que les oiseaux préfèrent traverser la route au-dessus d'un passage faunique supérieur (Georgii et al., 2011). Dans un environnement fragmenté, l'abondance des oiseaux dépend surtout de la superficie des parcelles et de leur isolement, et certains oiseaux préférant la marche (ex : dindons sauvages, gélinottes huppées, etc.) ou habitant les sous-bois sont plus susceptibles de trouver la mort par collision (Andren, 1994; Delage, Fortin et Desrochers, 2000; Jacobson, 2005).

L'herpétofaune s'avère très vulnérable à la mortalité routière du fait que ses espèces sont globalement lentes et qu'elles évitent peu les routes, voire s'y arrêtent pour réguler leur température dans le cas de certains reptiles (Sullivan, 1981; Fahrig et Rytwinski, 2009; McCardle et Fontenot, 2016). De plus, contrairement aux mammifères, l'herpétofaune n'apprend pas par elle-même à utiliser un passage faunique (Jackson et Griffin, 2000). Comme pour les autres groupes, la densité du trafic et la mobilité des espèces sont des facteurs aggravants de la mortalité routière. Enfin, les amphibiens présentent une grande vulnérabilité à la fragmentation des habitats due à leur faible vagilité (faculté à se propager dans un environnement), leur sensibilité à la dessiccation (fait de se dessécher) et leur philopatrie élevée (tendance à rester ou revenir à l'endroit de naissance) (Wind, 1999; Hels et Buchwald, 2001). Les espèces migratrices d'herpétofaune sont les plus sensibles aux impacts du réseau routier (Biolinx Environmental Research Ltd et E. Wind Consulting, 2004).

2. LES PASSAGES FAUNIQUES : ÉTAT DE L'ART

En 1998, l'écologie routière fut qualifiée de « géant endormi » par les auteurs Forman et Alexander. À la suite de l'acquisition des connaissances présentées en première section, nous pouvons maintenant considérer que le géant s'est réveillé, et que le concept de passage faunique est devenu son fer de lance. Cette section débute par une présentation générale des passages fauniques en détaillant les différents types existants et leur utilisation par la faune québécoise. La situation québécoise de l'écologie routière est ensuite exposée, ainsi que les mesures de mitigation envisageables dans la zone d'étude, pour finir par une synthèse des recherches récentes en matière d'écologie routière.

2.1 Présentation générale

L'écologie routière est une science qui permet de proposer les meilleures mesures d'atténuation aux problématiques de fragmentation des habitats et de mortalité routière. Ces mesures peuvent consister à créer des passages fauniques inférieurs et supérieurs, mais aussi à modifier les infrastructures existantes (ex : ajout de clôtures en bords de routes, ajout de passages en porte-à-faux dans les ponceaux de drainage), à aménager les accès aux passages (ex : végétalisation des bords de route), et à faire de la sensibilisation pour les conducteurs et conductrices, mais aussi les propriétaires adjacent-es et les municipalités. En amont de ces mesures, acquérir des données primaires est indispensable. Il peut alors s'agir de caractériser la mortalité animale d'une zone, d'étudier l'efficacité de certains passages, d'identifier les habitats naturels d'intérêt situés à proximité d'un axe routier, etc. (Gratton, 2014; Fondation de la Faune, 2019).

2.1.1 Les différents types de passage faunique

Les passages fauniques peuvent être divisés en deux catégories : les passages supérieurs et inférieurs. Dans chacune, les passages peuvent être soit réservés à la faune, soit permettre également l'accès humain. (Gratton, 2014) Toutefois, l'utilisation de passages fauniques par l'humain dissuade certaines espèces de les emprunter (Clevenger et Waltho, 2000; Clevenger, 2012). Les passages supérieurs les plus courants sont les ponts verts, les passerelles fauniques, les passerelles multi-usages et les passages en canopée (infrastructures simples reliant deux massifs forestiers). Les passages inférieurs sont plus variés : il peut s'agir de passages prévus pour la grande faune, d'infrastructures permettant à la route d'enjamber un cours d'eau en préservant ses rives, de passages multi-usages (tunnel piéton, piste cyclable, passage inférieur de train adaptés pour laisser passer la faune), de ponceaux, de tunnels à herpétofaune, etc. Les viaducs, bien que rarement construits dans un but de perméabilité faunique, représentent les plus grands passages inférieurs et conviennent à une large variété d'espèces animales.

À la construction, les passages inférieurs s'avèrent généralement moins coûteux que les passages supérieurs. (Clevenger et Huijser, 2011; Gratton, 2014)

Une solution économique peut être de modifier des infrastructures existantes afin de permettre ou d'optimiser le passage de la faune. Les ponceaux modifiés sont un exemple courant. Le plus souvent, il s'agit à l'origine de ponceaux de drainage construits pour laisser passer un cours d'eau mineur sans conserver de bandes riveraines. Ces structures sont nombreuses sur le réseau routier québécois, et peuvent être aménagées de manière à permettre la traversée de petits mammifères terrestres, semi-aquatiques ou semi-arboricoles. Pour cela, un espace de circulation sec d'au moins 50 cm de largeur doit être mis en place sur toute la longueur du ponceau, à l'aide par exemple d'une plateforme en porte-à-faux, d'un empierrement, d'un remblai, etc. (Bédard et al., 2012; Peltier, 2012; Gratton, 2014) La modification de structures existantes peut aussi s'appliquer à des passages inférieurs initialement prévus pour l'humain (passage pédestre ou cycliste, passage de train, route inférieure, etc.) ou aux structures qui enjambent un cours d'eau en préservant ses rives (Bédard et al., 2012; LoScerbo, Daguet et Jaeger, 2017).

Des infrastructures additionnelles peuvent être couplées aux passages fauniques pour en augmenter l'efficacité. La découverte et l'utilisation des passages sont ainsi optimisées par la mise en place de barrières ou clôtures ayant pour rôle de guider les animaux vers l'entrée des structures. Autant que possible, ces structures doivent s'étendre jusqu'à des endroits inaccessibles ou inintéressants pour la faune afin d'éviter l'effet de fin de barrière, c'est-à-dire l'augmentation de la mortalité routière dans les zones où elles s'arrêtent. Les zones clôturées peuvent aussi être pourvues de rampes de fuite ou de barrières à sens unique pour permettre aux animaux de s'en échapper. (Jaeger et Fahrig, 2004; Shepard et al., 2008; Gratton, 2014)

Enfin, des mesures de mitigation alternatives sont parfois adoptées. Ces mesures peuvent consister à prévenir les automobilistes de l'approche d'animaux, comme le font certains détecteurs de faune (Michelot et al., 2015; Huijser et al., 2015; Grace, Smith et Noss, 2017), intégrer un système de freinage automatique aux véhicules (Sharma et Shah, 2016), ou encore dissuader la faune de traverser la route grâce à des répulsions chimique, électrique, acoustique et/ou visuelle (Balčiauskas, Jasiulionis et Maher, 2012; Flower, 2016; Fox et al., 2019). Cette dernière alternative n'est cependant pas une mesure optimale car elle aggrave le problème de fragmentation des habitats causé par la présence des routes, et son efficacité n'est pas toujours assurée (Beckmann, Lackey et Berger, 2004; Coulson et Bender, 2019), sauf par l'installation de clôtures d'exclusion (Bédard et al., 2012).

2.1.2 Préférences de plusieurs groupes de faune

Un passage faunique, où et quel qu'il soit, ne sera pas optimal pour l'ensemble des espèces animales en jeu. Pour rendre compte de la diversité des préférences possibles, nous proposons ici de distinguer les cas de quatre groupes de faune : les grands mammifères carnivores, les grands mammifères herbivores, les petits et moyens mammifères, et l'herpétofaune. Le tableau synthèse 2.1 inclut d'autres groupes.

Grands mammifères prédateurs

Les grands mammifères prédateurs du Québec tels que le loup, le lynx du Canada, le lynx roux, l'ours noir et le coyote sont particulièrement sensibles à l'activité humaine : la densité du réseau routier, la densité du trafic et les dérangements que celui-ci génère, notamment, risquent de diminuer conséquemment les chances de découverte et d'utilisation d'un passage faunique par ce groupe de faune (Apps, 2000; Clevenger, Chruszcz et Gunson, 2003; Whittington, St. Clair et Mercer, 2005). Les passages fauniques privilégiés par les grands mammifères carnivores sont les passages inférieurs tels que des ponceaux suffisamment grands. Il est également important que la visibilité soit bonne, aussi bien dans le passage qu'à ses alentours. (Clevenger et Waltho, 2005; Cramer, Kintsch et Jacobson, 2012) Les passages supérieurs tels que les ponts verts peuvent aussi montrer de bons résultats avec les grands mammifères prédateurs (Clevenger, 2007 ; Sawaya, Kalinowski et Clevenger, 2014 ; Healy, 2019), mais leur utilisation diffère beaucoup d'une espèce à l'autre (Clevenger et Waltho, 2005; Clevenger, 2007).

Grands mammifères herbivores

Les grands mammifères herbivores sont représentés, au Québec, par les cerfs de Virginie, les orignaux et les caribous. Ces ongulés montrent une nette préférence pour les passages supérieurs, mais peuvent aussi utiliser les passages inférieurs, particulièrement s'ils sont dotés d'une large ouverture et laissent entrer la lumière naturelle (ex : tunnel percé en son milieu). Les dimensions minimales recommandées sont une largeur de 12 mètres pour une hauteur de 4,5 mètres, mais l'utilisation de passages plus petits par des orignaux a déjà été observée. Il est également recommandé de mettre en place ou de conserver un couvert naturel au sol. (Cramer et Bissonette, 2005; Clevenger et Huijser, 2011; Bédard et al., 2012; Credit Valley Conservation, 2017)

De manière générale, il faut du temps aux grands mammifères pour atteindre leur pleine utilisation d'un passage faunique. Cette période d'adaptation est fortement dépendante de l'espèce et du contexte considérés, et s'étale souvent sur plusieurs années. (Clevenger, 2007; Gagnon et al., 2011; Clevenger, 2012)

Petits et moyens mammifères

Les petits et moyens mammifères privilégient les passages étroits (environ 30 cm de diamètre) puisque ceux-ci réduisent le risque de prédation en limitant la taille de l'animal qui peut y entrer (McDonald et St-Clair, 2004b). Cependant, les insectivores, rongeurs et lagomorphes peuvent utiliser sans difficulté les passages supérieurs (Rodriguez et al., 1996). Il est possible d'adapter un passage supérieur ou un passage inférieur initialement prévu pour la grande faune en ajoutant un chemin fait d'éléments naturels (ex : branches, roches) qui offrent un refuge face aux prédateurs. De plus, il est préférable qu'un terrain végétalisé fasse le lien entre l'habitat naturel et le passage faunique. (McDonald et St-Clair, 2004a; Clevenger et Huijser, 2011; Credit Valley Conservation, 2017) Apparemment peu sensibles aux dérangements tels que le bruit et les odeurs, les populations de petits mammifères ne montrent pas de densité plus faible dans les milieux contigus aux axes routiers (McGregor, Bender et Fahrig, 2008).

Herpétofaune

Comme mentionné dans la section 1.2, l'herpétofaune n'apprend pas par elle-même à utiliser un passage faunique (Jackson et Griffin, 2000). En conséquence, les structures qui leur sont dédiées doivent être disposées précisément où les traversées sont attendues, et des clôtures doivent permettre d'y canaliser les animaux (Credit Valley Conservation, 2017). À l'instar des petits mammifères, il est préférable que le sol du passage soit recouvert d'éléments naturels et qu'un terrain végétalisé fasse le lien avec le milieu naturel sans toutefois obstruer l'entrée du passage. Les revêtements de métal sont à proscrire en raison de leur capacité à conduire la température : à l'exception de certaines espèces telles que les couleuvres, l'herpétofaune va préférer un passage frais et humide, et sa traversée requiert la présence d'un passage « à sec » dans le cas des ponceaux de drainage. (Cramer et Bissonette, 2005; Colino-Rabanal et Lizana, 2012; Credit Valley Conservation, 2017)

Synthèse

Le tableau 2.1 rassemble les caractéristiques des différents types de passages mentionnés dans la section 2.1, en apportant des précisions notamment sur leur taille recommandée et sur la faune pour laquelle ils sont adaptés.

Tableau 2.1 : Caractéristiques des principaux passages fauniques

(Sources : Van Wieren et Worn, 2001; Cramer et Bissonette, 2005; Kintsch, J. et Cramer, P. 2011; Bédard et al., 2012; Clevenger et Huijser, 2011; Credit Valley Conservation, 2017 ; Robidoux, 2019)

Passages fauniques	Taille recommandée	Faune privilégiée	Autres éléments importants
Pont vert	70 à 100 m de large	Grande et moyenne faune Potentiellement toute espèce pouvant se déplacer en terrain non boisé	Couvert et accès végétalisés, clôtures couplées au pont
Passerelle faunique	40 à 70 m de large	Grands et moyens mammifères, en particulier les ongulés (orignaux, cerfs de Virginie, caribous)	Couvert et accès végétalisés, clôtures couplées aux entrées de la passerelle
Passerelle multi-usage	15 à 25 m de large	Faune tolérante au dérangement humain (petits mammifères, cerfs de Virginie, coyotes, renards, etc.)	Dérangement humain limité, section végétalisée dans le passage, accès végétalisé, clôtures couplées aux entrées de la passerelle
Passage en canopée	-	Espèces arboricoles (écureuils, polatouches, etc.) ou semi-arboricoles (raton-laveur, martre d'Amérique, etc.)	Abris contre les oiseaux de proie
Viaduc	-	Toute espèce pouvant se déplacer en terrain non boisé	Accès végétalisé, abris pour la petite faune si le terrain n'en offre pas
Passage inférieur pour la grande faune	12 m de large pour 4,5 m de haut	Grands et moyens mammifères, en particulier les prédateurs (loup, ours, lynx, coyote, etc.)	Faible présence humaine, bonne visibilité, clôtures couplées aux entrées du passage
Passage inférieur avec cours d'eau	-	Espèces semi-aquatiques (loutre de rivière, vison d'Amérique), semi-arboricoles et amphibiens	Rives d'au moins 50 cm de largeur ou aménagement d'un passage sec, surtout en cas de fort courant
Passage inférieur multi-usage	-	Faune tolérante au dérangement humain (petits mammifères, cerfs de Virginie, coyotes, renards, etc.)	Dérangement humain limité, bonne visibilité, section végétalisée dans le passage, accès végétalisé, clôtures couplées aux entrées du passage
Ponceau	60 à 120 cm de diamètre	Petits mammifères (ex : belette, martre, moufette, raton laveur, rongeurs) et espèces semi-aquatiques	Accès végétalisé, couvert naturel au sol, espace de circulation sec dans les ponceaux de drainage, clôtures à petite faune couplées aux entrées du ponceau
Tunnel à herpétofaune	Passage terrestre : moins d'un mètre de diamètre peut suffire	Reptiles et amphibiens	Tunnel humide et frais, espace de circulation sec, tunnel ajouré, clôtures pour guider la faune, pas de ponceaux circulaires pour les tortues

2.1.3 Localisation des mesures de mitigation

La localisation des mesures de mitigation présentées dans la sous-section précédente doit prendre en compte plusieurs facteurs. Les plus courants sont rassemblés ci-dessous :

- Présence de points névralgiques de collisions avec la faune. Il s'agit d'un indicateur très utilisé en écologie routière, mais qui doit être considéré avec prudence (voir sous-section 2.3.3);
- Présence d'habitats fauniques intéressants et/ou de corridors fauniques connus (Clevenger et Huijser, 2011). L'un des buts principaux de l'écologie routière étant de réduire la fragmentation des habitats, il est pertinent de relier de préférence les milieux d'intérêt et d'aménager les passages dans des couloirs de déplacement faunique déjà identifiés;
- Bonne perméabilité du paysage et faibles perturbations anthropiques (Clevenger et Huijser, 2011). Cela ne signifie pas qu'un endroit perturbé et peu perméable ne doive pas être pourvu de passage faunique : il s'agit plutôt, pour un tronçon de route identifié, de trouver la solution parmi d'autres qui se prête le mieux à l'utilisation de passages par la faune;
- Proximité d'une lisière. Une étude de Jaeger et al. (2017) a mis en évidence que la faune est plus encline à traverser les sections de route où la lisière est proche de la chaussée et où le terre-plein central est végétalisé. Ce point est étroitement lié aux deux précédents.

2.2 Situation au Québec

Au Québec, la stratégie du MTQ pour réduire le nombre de collisions routières avec la faune est habituellement réactive : des zones de collisions fréquentes sont d'abord repérées, puis des mesures d'atténuation sont adoptées (Laliberté et St-Laurent, 2019). Quatre catégories de mesures sont prônées par le MTQ : empêcher la faune d'accéder aux routes, modifier le comportement des automobilistes, influencer le comportement des animaux et diminuer la densité de population des cervidés (Peltier, 2012). La perméabilité faunique est parfois prise en compte lors de la réfection des routes (Jaeger et al., 2019) ou de leur planification (Bouchard, 2016).

La faune aquatique bénéficie de la nécessité d'assurer la continuité des cours d'eau et d'un cadre légal plus rigoureux, notamment grâce à la *Loi sur les pêches*. Ce cadre assure la protection du poisson et de son habitat ainsi que la libre circulation des espèces aquatiques dans les passes migratoires. Pour la faune terrestre et semi-aquatique, des mesures existent pour limiter les préjudices portés aux espèces en situation précaire et aux habitats fauniques, notamment grâce à la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* et à ses règlements.

La sous-section 2.2.1 propose quelques exemples représentatifs des aménagements d'importance réalisés au Québec en matière de perméabilité faunique, et la sous-section 2.2.2 présente les passages fauniques envisageables dans le contexte d'une autoroute québécoise.

2.2.1 Exemples québécois de mesures de mitigation mises en place sur le réseau routier

Un bon exemple québécois de perméabilité faunique à grande échelle est celui de la route 175 qui relie Québec au Saguenay-Lac-Saint-Jean. Ce ne sont pas moins de 33 passages à petite et moyenne faune et six passages à grande faune qui ont été aménagés entre les kilomètres 60 et 144, en plus de barrières d'environ 100 mètres installées de part et d'autre de chaque passage. Ce tronçon a été choisi pour sa proximité avec la réserve faunique des Laurentides et le parc national de la Jacques-Cartier. L'aménagement des passages a été réalisé entre 2006 et 2011 à l'occasion de l'élargissement de la route. (Jaeger et al., 2017; Jaeger et al., 2019)

Plus localement, une section de l'autoroute 73 traversant un ravage de cerfs de Virginie a été aménagée sur 6,5 kilomètres. Des clôtures à cervidés hautes de 2,4 mètres ont été élevées des deux côtés de ce tronçon et couplées à un ensemble de 30 rampes de fuites et de cinq passages fauniques inférieurs. Ces derniers sont constitués d'un passage consacré à la faune (ponceau rectangulaire de 10x5m) et de quatre aménagements de ponts et de ponts d'étagement. (Lavoie et al., 2010; Lavoie et al., 2012) Cet ensemble de mesures fait partie d'un projet plus grand qui s'est tenu sur l'autoroute entre 2004 et 2016 (Vallée, Bélanger et Fortin, 2019).

Les passages dédiés à l'herpétofaune ont été utilisés sur un tronçon de la route 245 traversant l'étang Peasley, à Bolton-Est. À l'occasion de travaux de réfection, deux passages ont été ajoutés pour assurer la connectivité du milieu traversé : un passage aquatique (ponceau carré de 2,5 mètres de côté) et un passage terrestre laissant entrer la lumière naturelle (tunnel de 50 cm x 32 cm). La surveillance par caméra à déclenchement automatique a démontré l'utilisation de ces installations par de nombreuses espèces autres qu'exclusivement aquatiques. (Robidoux, 2019)

Un important travail est actuellement réalisé entre les kilomètres 68 et 143 de l'autoroute 10. Ce tronçon fragmente les milieux naturels des montagnes Vertes du Nord, sur le territoire d'action de l'organisme Corridor Appalachien. Quatre secteurs prioritaires ont déjà été identifiés, et le travail en cours porte notamment sur la poursuite de l'identification des corridors naturels et des passages fauniques existants ou à aménager. Il s'agit de l'étude de cas du *Protocole d'identification des corridors et passages fauniques* mis au point par l'organisme. (Gratton, 2014; Salvant, 2017; Daguet et Lelièvre, 2019)

Enfin, dans un futur proche, l'autoroute 85 constituera un exemple majeur d'autoroute perméable. Programmés pour s'achever en 2025, les travaux de cet axe reliant le Bas-Saint-Laurent à la frontière du Nouveau-Brunswick prévoient la mise en place de huit passages pour la grande faune et 14 passages pour la petite et moyenne faune, ainsi qu'un total de 40 kilomètres de clôtures associées. La route 185 qui existait déjà à cet emplacement était considérée comme l'une des plus dangereuses du Canada en termes d'accidents avec la faune. (Bouchard, 2016; Pelletier, octobre 2019)

2.2.2 Détail des passages fauniques envisageables dans le contexte d'une autoroute québécoise

Lorsque les mesures de mitigation sont prévues pendant la phase de conception ou de réfection d'une autoroute, celle-ci peut potentiellement accueillir tous les passages présentés par le tableau 2.1. Dans cette sous-section sont présentés les principaux passages et infrastructures qui peuvent être ajoutés à une autoroute déjà en place, sans travaux de réfection majeurs (ex : élargissement de l'axe).

Passages supérieurs

Les passages fauniques supérieurs ne sont pas encore présents au Québec mais figurent dans plusieurs projets (ex : Ville de Montréal, 2019), et quelques-uns sont déjà en fonction au Canada (Parcs nationaux des montagnes rocheuses canadiennes, en Colombie-Britannique et en Alberta, et Sudbury, en Ontario) avec des résultats positifs (Beier, Majka, Newell et Garding, 2008; Clevenger, 2012; Healy, 2019). Le principal frein à leur aménagement est leur coût élevé, mais ils présentent des avantages considérables : ils peuvent être ajoutés à un axe routier sans le modifier, ils conviennent à une large variété d'espèces animales, et certains permettent également l'usage humain (Clevenger et Huijser, 2011; Gratton, 2014). De plus, l'aménagement de passerelles existantes en passages supérieurs multi-usages est une solution envisageable. Des passerelles piétonnes existent déjà au-dessus d'autoroutes québécoises et ce, depuis longtemps (Desrochers, 1989).

Parmi les passages fauniques supérieurs, les ponts verts sont les plus efficaces et conviennent particulièrement au contexte autoroutier (Jackson et Griffin, 2000). De fait, ils sont généralement conçus pour permettre à la grande faune de traverser un axe à fort débit routier (Beier et al., 2008). Afin d'élargir la variété d'espèces pouvant emprunter un pont vert, il est important d'y implanter des végétaux et des éléments propres aux milieux naturels environnants, et de les connecter aux habitats que le pont veut relier. (Jongman et Pungetti, 2004; Georgii et al., 2011) De plus, lorsque le pont vert n'est pas prévu pour être multi-usage, des mesures sont à prendre afin d'éviter les dérangements d'origine humaine (Clevenger et Huijser, 2011).

Aménagement de ponts et de ponts d'étagement

Un pont désigne le franchissement par l'autoroute d'un cours d'eau trop important pour un ponceau de faible envergure. Lorsque les passages de ce type sont assez larges pour inclure les habitats riverains, peu d'aménagements supplémentaires sont à réaliser. Selon les cas, il peut être nécessaire d'ajouter des barrières ou de modifier la disposition de celles présentes, ou encore de favoriser le passage des petits mammifères. Pour permettre le passage de la faune, la largeur des rives ne doit idéalement pas être inférieure à un demi-mètre. Lorsque les rives ne sont pas conservées, ce qui contrevient à la *Politique de protection des rives et du littoral*, il est alors nécessaire d'ajouter un passage à sec (tablette, banc, empierrage, etc.) sans toutefois modifier les caractéristiques hydrologiques du cours d'eau. (Clevenger et Huijser, 2011; Bédard et al., 2012; Gratton, 2014)

Dans le cas d'une autoroute, un pont d'étagement désigne le croisement avec un axe de transport inférieur mineur tel qu'une route à faible débit routier ou une voie ferrée (exemple à la figure 2.1). Pour utiliser un pont d'étagement comme passage faunique, il est important que : le débit routier soit effectivement faible (moins d'une quarantaine de passage par jour) à la fois pour la sécurité routière et le dérangement généré; des clôtures soient installées avant et après ces ponts pour y canaliser les animaux et les empêcher de passer sur l'autoroute; et que le dérangement humain soit minimisé autant que possible, à l'aide par exemple de végétation entre la route et l'espace de circulation pour animaux, de structures antibruit, etc. (Lavoie et al., 2010; Vallée et al., 2019; LoScerbo, Daguet et Jaeger, sous presse). Idéalement, l'espace de circulation pour la faune doit comporter un substrat naturel et un couvert végétal (Gratton, 2014).

Passage inférieur multi-usage

Il est possible d'aménager des structures déjà existantes prévues pour un usage humain non motorisé : par exemple, un passage inférieur pour la circulation pédestre, cycliste ou équestre. Ces structures existent sous des autoroutes québécoises (exemple à la figure 2.1) mais n'y sont pas fréquentes. Idéalement, le passage doit être suffisamment large pour inclure des éléments dédiés à la faune, comme un chemin adapté aux petits et moyens mammifères. Un excellent exemple est donné par l'étude de Bédard et Trottier (2009). Le défi majeur qui accompagne la mise en place de passages multi-usages est la réduction du dérangement humain, car celui-ci est un facteur limitant notable de l'utilisation par la faune de tout type de passage (Clevenger et Huijser, 2011; Clevenger, 2012). Le dérangement humain n'est cependant pas inconciliable avec l'utilisation faunique d'un passage multi-usage (voir section 2.3.1).



Figure 2.1 : Exemple de pont d'étagement et de passage pédestre inférieur. Croisement de l'autoroute 15 et du boulevard de la Seigneurie, Blainville (Vue Google Earth Pro, 2019)

Aménagement de ponceaux

Les ponceaux (secs ou de drainage) sont des structures courantes le long d'une autoroute et offrent donc un bon potentiel de perméabilité faunique pour les espèces capables de les utiliser. Le principal aménagement qu'il est possible de réaliser sur un ponceau de drainage est l'ajout d'un passage sec, parfois nommé « pied sec ». Il s'agit le plus souvent d'une banquette en béton ou d'une tablette en bois, en métal ou en béton (figure 2.2). Les ponceaux rectangulaires sont plus adaptés à l'ajout d'un passage sec que les ponceaux circulaires et ovales. La présence d'un substrat naturel dans le fond du ponceau peut encourager la faune à l'utiliser, surtout dans le cas des ponceaux secs. (Jackson et Griffin, 2000; Beier, 2008; Jaeger et al., 2017; Jaeger et al., 2019) De plus, dans le cas des banquettes en béton, il est recommandé de les recouvrir avec des panneaux de bois ou de contreplaqué afin que leur efficacité soit similaire à celle des ponceaux secs et de ceux avec des tablettes en bois (Jaeger et al., 2019). Enfin, il est important que la sortie du ponceau soit proche de la surface du terrain ou du cours d'eau faisant suite, sans quoi le ponceau agira comme un élément de fragmentation, au moins dans un sens (Beier, 2008).



Figure 2.2 : Exemple de ponceau rectangulaire avec banquette en béton pour le passage de la petite faune (Colloque Écologie routière, 2017)

Les clôtures d'exclusion

Les clôtures d'exclusion sont largement utilisées sur le réseau routier québécois (Peltier, 2012) et s'avèrent très efficaces pour réduire le nombre de collisions avec la grande faune (Bédard et al., 2012; Jaeger et al., 2017). Lorsqu'elles sont couplées à un passage faunique, et si le terrain le permet, il est recommandé de les étendre au minimum sur une centaine de mètres de chaque côté du passage (Bédard et al., 2012; Jaeger et al., 2017). Des précautions particulières doivent être prises lors du passage de fossés ou de petits cours d'eau afin de minimiser les risques d'intrusion par les cervidés (Vallée et al., 2019). De plus, il a été observé que les angles formés par les clôtures pouvaient être mal interprétés par les cervidés, qui s'y jettent en les confondant avec un accès vers l'extérieur. Une solution consiste à adoucir ces angles ou à rendre la structure plus visible, par exemple en la doublant avec de la clôture à neige. (Lavoie et al., 2010)

Les rampes de fuite

Les rampes de fuite, autrement nommées « sautoirs », ont pour but de laisser sortir les cervidés de la zone clôturée sans permettre un passage dans l'autre sens. Il s'agit le plus souvent d'un plateau surélevé à environ 1,5 mètres du sol, accessible depuis la zone clôturée via une pente douce mais s'interrompant de façon verticale du côté opposé (Lavoie et al., 2010; Vallée et al., 2019). Les cerfs de Virginie sont théoriquement capables de rejoindre le haut du sautoir par son côté vertical (Vercauteren et al., 2010), mais semblent dissuadés de le faire lorsque la hauteur ne leur permet pas de voir ce qui se trouve derrière (Vallée et al., 2019). Dans le cas des mesures de mitigation mises en place le long de l'autoroute 73, les rampes de fuite ont été espacées d'au plus 800 mètres (Vallée et al., 2019).

Dans le même ordre d'idée, des barrières à sens unique (ou portes à sens unique) peuvent être installées pour permettre aux cervidés de quitter la zone clôturée sans qu'ils puissent y revenir. Cependant, bien que ces structures fonctionnent, elles sont considérées comme moins efficaces que les sautoirs et nécessitant plus d'entretien (Bissonette et Hammer, 2000 ; Ministère des Transports de l'Ontario [MTO], 2016).

Autres facteurs à prendre en compte

- Effet de fin de barrière. L'efficacité des barrières (ou clôtures) pour réduire le nombre d'accident est démontrée, mais un effet de fin de barrière ou « effet de bout » vient contrebalancer le côté positif du bilan. Cet effet se traduit par une hausse de la mortalité animale aux endroits où les barrières s'arrêtent, probablement due au fait que les animaux ont tendance à longer ces structures. (Bouffard et al., 2012) Comme exposé en sous-section 2.1.1, l'effet de fin de barrière peut être atténué par certaines mesures, par exemple en étendant les structures jusqu'à des endroits inaccessibles ou inintéressants pour la faune. Cependant, la solution à privilégier est celle d'associer les barrières à des passages fauniques, ce qui réduit considérablement l'effet de bout et maintient la perméabilité faunique. (Bouffard et al., 2012; Gratton, 2014) Dans le parc national de Banff, l'association des barrières et des passages fauniques a réduit de plus de 80% le nombre de collisions routières avec les grands mammifères (Clevenger et al., 2001). Ajoutons que ce phénomène n'a été mis en évidence que pour certaines espèces (Huijser et al., 2016).

- Obstacles au passage de la faune. La découverte et l'utilisation des passages fauniques peuvent être limitées par des obstacles situés à l'intérieur, à l'entrée et/ou à l'approche des structures. Il peut s'agir notamment de barrières, de débris, de sédiments et de végétation dense. Dans le cas des ponceaux, il faut particulièrement prévenir leur ensablement et s'assurer que leur sortie est en contact avec le sol. (Gratton, 2014)

- Ajout et maintien de la végétation. L'importance de végétaliser les passages fauniques et leur accès a déjà été abordé dans les parties précédentes : cet aménagement permet d'optimiser l'utilisation des structures de franchissement, notamment des espèces proies (Jongman et Pungetti, 2004), et favorise la traversée des petits mammifères, des reptiles, des amphibiens et des insectes (Beier et al., 2008). À ce sujet, les aménagements réalisés sur l'autoroute 73 Robert-Cliche constituent un bon exemple. Ces travaux de végétalisation ont eu pour but de maximiser le succès de rampes de fuites pour cerfs de Virginie en utilisant des arbustes à croissance rapide tels que *Physocarpus opulifolius* et *Lonicera canadensis* ainsi que des conifères tels que *Larix laricina* et *Picea glauca*. (Vallée et al., 2019)

2.3 Résultats récents

Dans cette sous-section, les résultats de recherches menées dans les dernières années sur les passages fauniques sont présentés sommairement. Les thèmes abordés ne couvrent pas toutes les avancées récentes de ce domaine : ils ont été choisis pour leur pertinence dans le contexte du présent travail.

2.3.1 Utilisation par la faune des passages multi-usages

Les premiers résultats d'une étude portant sur l'autoroute 10 ont démontré la traversée d'animaux sous plusieurs ponts d'étagement, à la fois dans le cas d'une route secondaire et d'un passage de train. Ces traversées ont été réalisées par plusieurs espèces de moyens et grands mammifères : le cerf de Virginie, le coyote, le lynx roux, l'ours noir, le renard roux, le vison d'Amérique, la marmotte d'Amérique, le rat musqué et le raton laveur. Les analyses statistiques de cette étude n'ont pas mis en évidence que l'utilisation humaine d'un passage inférieur empêche la faune de l'emprunter. Par ailleurs, la fréquence des passages (véhiculaires ou autres) avait une influence négative sur celle des animaux. (LoScerbo, Daguet et Jaeger, 2017; LoScerbo, Daguet et Jaeger, sous presse)

2.3.2 Cibles de réduction de la mortalité routière animale

Une partie importante des mesures prônées par l'écologie routière concerne la réduction de la mortalité routière animale. Cependant, les projets mis en œuvre ne sont habituellement pas accompagnés de cibles de réduction du taux de mortalité. Le processus pour définir ces cibles est encore à mettre au point : dans un article à paraître, Spanowicz et al. (sous presse) proposent que les objectifs de réduction de cette mortalité soient basés à la fois sur des données empiriques de l'abondance de la faune, des modèles prédictifs de population animale et des avis d'experts, tout en prenant en compte les décisions politiques, les considérations économiques et la sécurité routière pour les humains.

2.3.3 Lien entre densité de collisions et mesures de mitigation

Les points névralgiques de collisions avec la faune sont habituellement utilisés pour déterminer les zones où mettre en place des mesures de mitigation. Cependant, cette démarche n'est pas toujours la plus adaptée, par exemple lorsque la mortalité routière a déjà réduit les populations animales locales. Zimmermann Teixeira et al. (2017) insistent sur le fait que les points névralgiques de collisions sont pertinents surtout dans le cas des routes récemment mises en service. Dans le cas de routes plus anciennes, ils recommandent de faire entrer dans l'analyse des mesures d'impact directes de la route sur les populations animales, telles que le taux de mortalité par individu. Il est notamment possible que

des points névralgiques de collisions se déplacent depuis un segment de route à fort trafic vers un autre segment moins fréquenté, même si les habitats naturels environnants y sont de moindre qualité.

2.3.4 Éblouissement dû au revêtement de certaines structures

Le phénomène est encore peu documenté, mais il semble préférable que les structures de grande taille ne renvoient pas excessivement la lumière du jour : il a été observé qu'un passage inférieur pour grande faune est moins utilisé lorsque son matériau provoque un éblouissement (Vallée et al., 2019).

2.3.5 Pertinence de la signalisation routière

Un consensus s'est établi autour du fait que les panneaux de signalisation routière n'ont pas d'impact appréciable sur les taux de collisions routières avec la faune. Avancée notamment par Huijser et al. (2008a) et Rytwinski et al. (2016), cette thèse n'est pas récente mais des projets actuels continuent d'inclure ou de recommander l'ajout de signalisations. De manière très locale, une signalisation « dynamique » peut être mise en place avec une certaine efficacité : il s'agit de délivrer une information qui ne s'affiche qu'en présence d'animaux (Huijser et McGowen, 2003; Gordon, McKinstry et Anderson, 2004). Toutefois, cette option n'est pas adaptée aux axes à forte densité de circulation comme les principales autoroutes interrégionales.

3. L'ORGANISME ÉCO-CORRIDORS LAURENTIENS

Afin de contextualiser au mieux le but et l'intérêt de cet essai, la section 3 porte sur l'organisme de conservation Éco-corridors laurentiens en collaboration duquel est réalisé ce travail. Les différentes missions de l'organisme sont abordées, ainsi que ses projets actuels et futurs, et les espèces fauniques ciblées par la stratégie de l'OBNL. Le lien entre l'essai et l'organisme est précisé dans la sous-section « réalisations en cours et réalisations projetées ».

3.1 Les missions et priorités de conservation de l'organisme

La mission principale de l'organisme est d'assurer la préservation et la connectivité des milieux naturels entre le parc national d'Oka et le parc national du Mont-Tremblant, au moyen d'un réseau d'éco-corridors et d'aires protégées interconnectés. Plus spécifiquement, l'OBNL a pour objectifs de : mettre en œuvre un plan de conservation sur le territoire des Laurentides; favoriser l'éclosion d'organismes et d'initiatives de conservation; soutenir les activités de conservation, de gestion environnementale et de mise en valeur; recueillir et diffuser de l'information; et organiser des activités de sensibilisation à la conservation. (ÉCL, 2019)

Les priorités de conservation de l'organisme sont les suivantes :

- Les habitats fauniques (ex : aire de concentration d'oiseaux aquatiques, héronnière, confinement du cerf de Virginie), particulièrement les habitats naturels où sont présentes des espèces en péril ou en situation précaire;
- Les écosystèmes forestiers exceptionnels;
- Les milieux humides d'intérêt;
- Les grandes étendues de milieux naturels non fragmentés.

À ces préoccupations principales s'ajoutent l'attention particulière portée aux aires protégées du territoire des Laurentides et aux zones de « carences » en milieux naturels. (Boucher, 2013; ÉCL, 2019)

À terme, l'objectif d'ÉCL est que le territoire des Laurentides dispose d'ici 2040 d'un réseau d'aires naturelles protégées et interconnectées suivant les corridors déjà identifiés, et que ce réseau soit à la fois soutenu par les propriétaires de terres forestières impliqués et par les actions concertées de partenaires locaux (Marie-Lyne Després, échange de courriels, 16 janvier 2020).

3.2 Réalisations en cours et réalisations projetées

Les actions actuelles et futures (2019-2021) de l'organisme se déclinent en quatre volets. Le premier consiste en l'identification et la planification de la conservation des milieux naturels prioritaires au sein des éco-corridors du territoire d'action d'ÉCL. Cette planification est particulièrement articulée autour des habitats fauniques d'intérêt (biodiversité riche ou écosystème rare) et des sites clefs pour la connectivité et le déplacement de la faune. Le plan d'action que constitue le présent essai est l'une des composantes de ce volet, et participe à une volonté de connecter des milieux naturels d'intérêts situés de part et d'autre de l'autoroute 15. Ses résultats pourraient enrichir le Plan pour la connectivité 2020-2025 pour les Laurentides. (Marie-Lyne Després, échange de courriels, 16 janvier 2020)

Les trois autres volets sont :

- Mobiliser les propriétaires de terres forestières privées dans deux secteurs identifiés comme prioritaires pour la connectivité, ce qui inclut notamment la caractérisation écologique d'une trentaine de propriétés et la diffusion d'informations sur les avantages de la conservation volontaire;
- Favoriser l'implication des MRC et municipalités dans les zones critiques de connectivité, en établissant des collaborations avec les responsables municipaux et en offrant des formations sur la protection de la connectivité des milieux naturels du territoire;
- Accompagner des organismes de conservation et des groupes citoyens œuvrant en zones critiques, par exemple en offrant des formations et un soutien lors de démarchages auprès des propriétaires, et favoriser l'émergence de nouveaux organismes de conservation.

Plus précisément, les actions prévues d'ici à 2021 par ÉCL sont les suivantes :

- Identifier les zones critiques à la connectivité dans les Laurentides (volet 1);
- Faire un portrait et un diagnostic des zones critiques (volet 1);
- Agir en concertation avec les partenaires opérant sur le territoire afin d'identifier et mettre en place un plan d'action pour chaque zone critique (volet 1);
- Solliciter l'engagement des propriétaires de terres forestières dans les zones critiques pour la conservation volontaire (volet 2);
- Favoriser l'implication des municipalités des zones critiques afin qu'elles intègrent la connectivité dans la planification et la gestion de leur territoire (volet 3);
- Accompagner les organismes qui œuvrent au sein des zones critiques lors de leurs activités de conservation volontaire auprès des propriétaires (volet 4);
- Offrir des formations aux publics cibles de l'organisme afin qu'ils s'approprient l'importance de maintenir la connectivité des boisés pour la faune (volets 3 et 4).

3.3 Espèces animales ciblées, noyaux de conservation et éco-corridors

Plusieurs espèces animales sont particulièrement suivies par l'organisme. Ces espèce-cibles sont utilisées pour réaliser l'analyse de la connectivité dans le territoire d'étude d'ÉCL. Afin d'être représentatives des besoins de l'ensemble de la biodiversité, ces espèces doivent avoir des besoins en habitat diversifiés et présenter différentes capacités de dispersion (Meurant, Gonzalez, Doxa et Albert, 2018).

L'analyse de connectivité réalisée par ÉCL se base sur un ensemble de six espèces et deux groupes d'espèces : le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), l'orignal (*Alces alces*), le loup (*Canis lycaon* et *Canis lupus*), la martre d'Amérique (*Martes americana*), la grande musaraigne (*Blarina brevicauda*), la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*) et les groupes des oiseaux forestiers (ex : grive des bois *Hylocichla mustelina*; paruline du Canada *Cardellina canadensis*; pioui de l'Est *Contopus virens*; etc.) et des espèces dépendantes des milieux ouverts (ex : goglu des prés *Dolichonyx oryzivorus*; hirondelle rustique *Hirundo rustica*; engoulevent d'Amérique *Chordeiles minor*; etc.).

À ces espèces et groupes d'espèces sont associés des milieux naturels favorisés et des superficies de viabilité. Pour chacune des huit cibles d'étude, des noyaux de conservation et des corridors de déplacement ont été cartographiés entre les parcs nationaux du Mont-Tremblant et d'Oka. Les noyaux ont été identifiés selon des critères tels que les milieux naturels disponibles et leur étendue de superficie continue.

Les figures 3.1 et 4.7 montrent le résultat de cette cartographie. Les noyaux présentés mettent en avant les zones prioritaires de conservation, c'est-à-dire les zones associées à plusieurs espèce-cibles. Les corridors de déplacement de la faune, ou éco-corridors, sont constitués de milieux naturels assurant la connectivité entre les différents habitats vitaux d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Les corridors de déplacement potentiels ont d'abord été simulés pour les espèces et groupes d'espèces suivis, puis les résultats ont été compilés afin de déterminer les éco-corridors principaux du territoire.

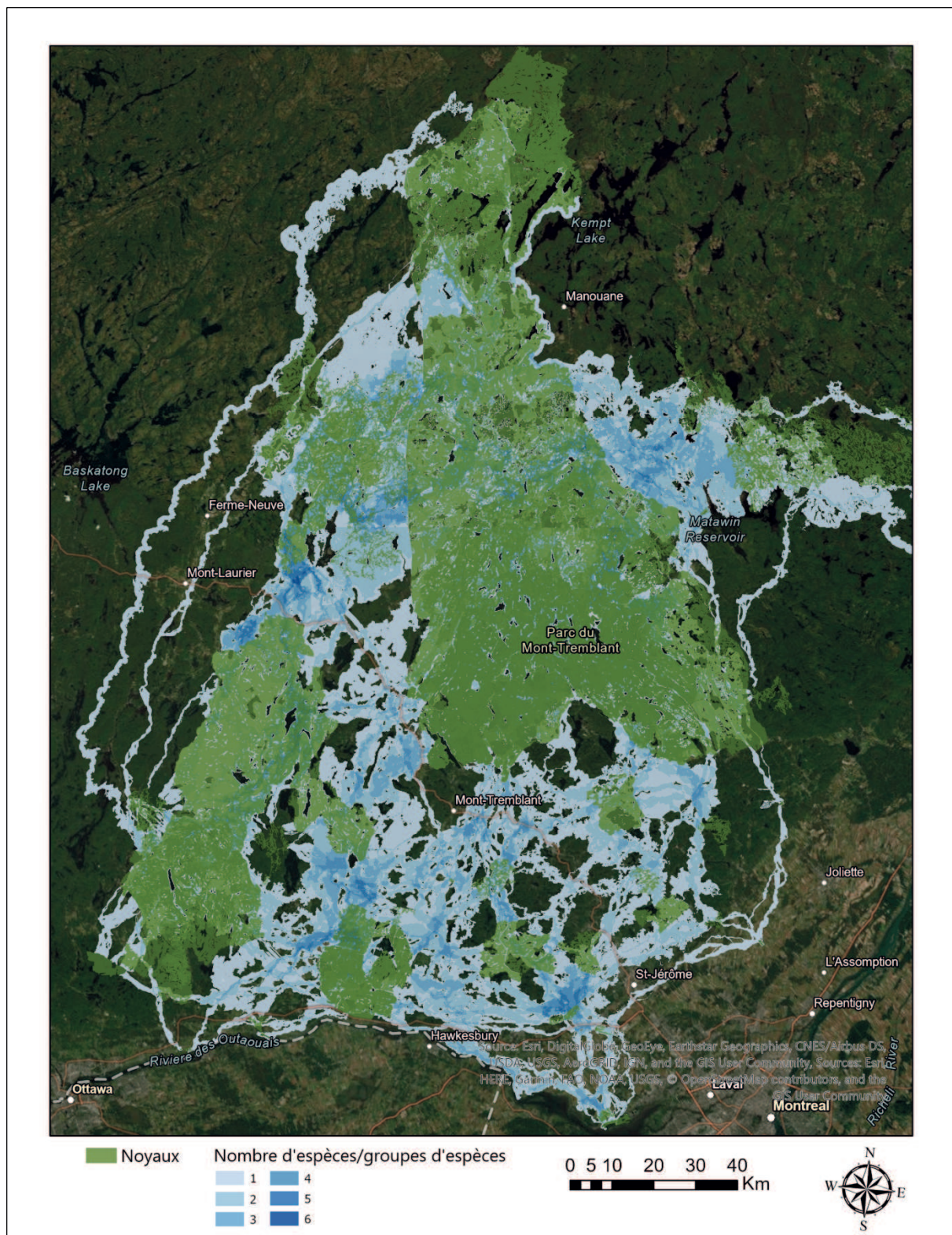


Figure 3.1 : Noyaux de conservation et éco-corridors identifiés par Éco-corridors laurentiens

4. CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DE LA ZONE D'ÉTUDE

Cette section propose un portrait synthétique et global de la région administrative des Laurentides, puis se concentre sur la portion de l'autoroute 15 étudiée dans cet essai.

4.1 La région administrative des Laurentides

4.1.1 Découpage administratif et population

La région administrative des Laurentides couvre environ 22 000 km² de paysages et de milieux naturels variés au sein de la province naturelle des Laurentides méridionales. On y dénombre huit Municipalités régionales de Comté [MRC] et Territoires équivalents [TE] (figure 4.1). Les terres publiques couvraient 67 % du territoire en 2015, principalement dans le nord de la région. (Commission des Ressources naturelles et du Territoire des Laurentides [CRNTL], 2010; Institut de la statistique du Québec [ISQ], 2015; Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles [MERN], 2015)



Figure 4.1 : Découpage administratif des Laurentides (MDDELCC, s.d.)

La région administrative des Laurentides affiche une densité de 30 habitant·es par km², ce qui la place quatrième en importance de population au Québec. C'est cette région qui a connu la plus forte croissance démographique au cours de la période 2007-2017, soit 13,9 %. Cette tendance devrait se poursuivre dans les années à venir. (ISQ, 2019; Ministère de l'Économie et de l'Innovation [MEI], 2019; Tanguay et al., 2020)

4.1.2 Portrait environnemental

En 2015, 8 % du territoire étaient constitués d'aires protégées, majoritairement contenues dans le parc national d'Oka et une partie du parc national du Mont-tremblant. De plus, la superficie du territoire occupée par des forêts dans la région administrative des Laurentides était estimée à 79,4 %. Les forêts du territoire varient globalement pour passer d'une large dominance de feuillus au sud à des peuplements essentiellement mixtes dans la partie nord. Cinq domaines bioclimatiques sont présents dans la région : du sud vers le nord, il s'agit de l'érablière à caryer cordiforme, l'érablière à tilleul, l'érablière à bouleau jaune (qui représente plus de la moitié du total), la sapinière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc. Enfin, 5,4 % du territoire sont occupés par des milieux humides. (MERN, 2006; CRNTL, 2010; ISQ, 2015)

La variété des habitats présents dans la région administrative des Laurentides en fait un territoire riche en biodiversité. La grande faune des Laurentides est surtout représentée dans sa partie sud par le cerf de Virginie, et dans sa partie nord par l'orignal, le loup et l'ours noir. Cependant, des pressions humaines pèsent sur cette richesse écosystémique. Les espèces occupant les Basses Laurentides profitent de la présence de la rivière des Mille-Îles et des plus importants milieux humides de la région, mais subissent l'influence d'un fort étalement urbain et des activités qui lui sont associées, telles que le récréotourisme, la densification du réseau routier, le déboisement, etc. Plus au nord, la faune des Hautes Laurentides dispose de vastes espaces forestiers, mais ceux-ci sont soumis à l'exploitation de leurs ressources naturelles. En conséquence, plusieurs espèces des Laurentides sont actuellement désignées menacées, vulnérables ou susceptibles de l'être. (MERN, 2006) La pression environnementale la plus forte dans cette région est la perte et la dégradation des habitats naturels causées par l'urbanisation en milieux humides et ouverts (Logier-Paquette, 2019).

4.2 La zone d'étude : réseau routier et usages du territoire

La zone d'étude de cet essai comprend l'autoroute 15 à partir de sa jonction avec l'autoroute 640 jusqu'à son extrémité nord à Sainte-Agathe-des-Monts. Cette portion de l'autoroute 15 se trouve au cœur du domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'est. En termes de grande faune, la zone d'étude traverse un secteur riche en cerfs de Virginie et sépare deux secteurs abritant des populations d'orignaux. (MERN, 2006) La figure 4.2 présente les municipalités et le réseau routier de la zone d'étude. Une fragmentation importante des habitats naturels est causée par la forte densité de routes. Dans la suite de cet essai, pour plus de lisibilité, seules les routes principales nationales et régionales sont conservées sur les figures.

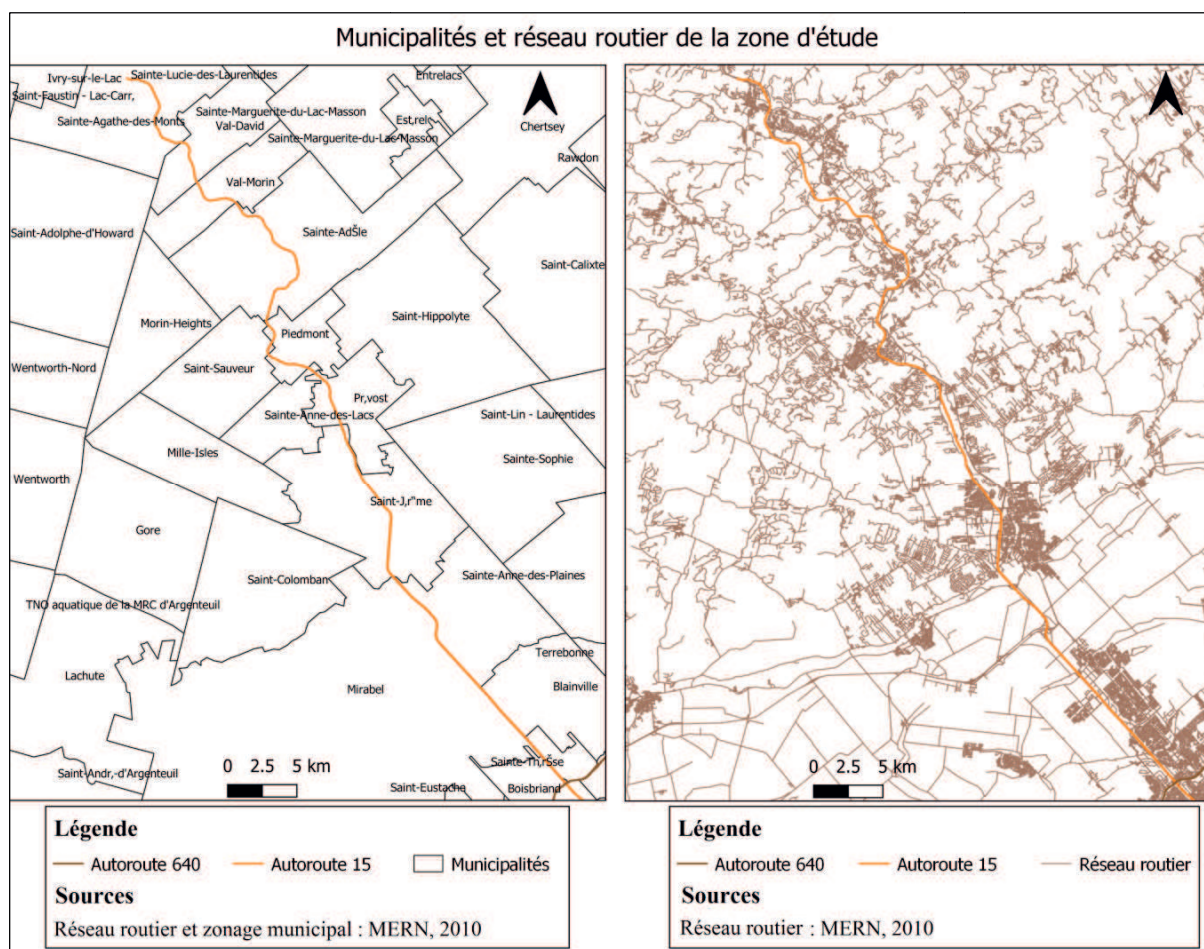


Figure 4.2 : Municipalités et réseau routier de la zone d'étude

La zone d'étude peut être scindée en deux à la hauteur de Saint-Jérôme. Sa partie sud concentre l'essentiel de la présence humaine avec une forte urbanisation le long de l'autoroute. De plus, les zones agricoles sont situées au niveau de St-Jérôme ou plus au sud (figure 4.3). L'occupation du sol dans la partie nord est surtout représentée par des centres urbanisés dont les plus importants sont les villes de Saint-Sauveur, Sainte-Adèle et Sainte-Agathe-des-Monts. Les activités économiques prépondérantes sont les activités industrielles, de service et agricoles, particulièrement dans la moitié sud, et les activités récréotouristiques comme le tourisme et les activités de chasse et de pêche. (MERN, 2006; Commission de Protection du Territoire agricole du Québec [CPTAQ], 2019)

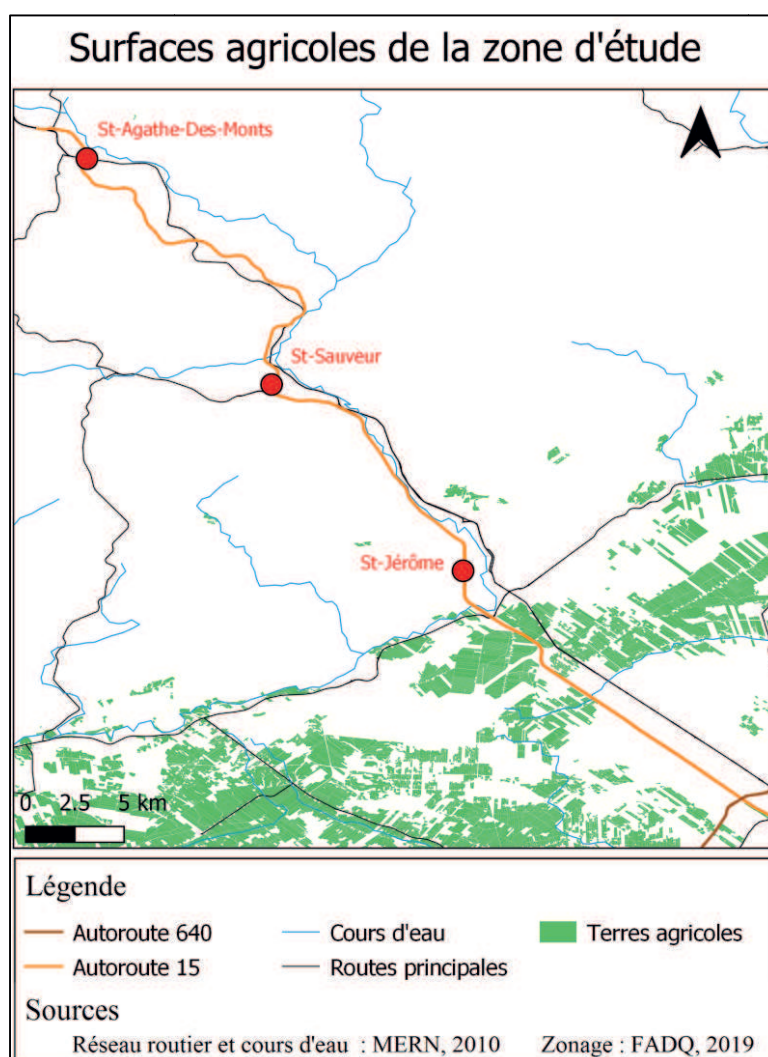


Figure 4.3 : Surfaces agricoles de la zone d'étude
 Les centres urbains marqués en rouge permettent une meilleure lecture de la carte. Ils ne représentent pas l'ensemble des villes présentes sur le territoire de la zone d'étude. Ce sont les trois mêmes repères qui sont utilisés dans les cartes suivantes

En termes de circulation automobile, quatre tronçons de l'autoroute 15 peuvent être distingués et montrent une diminution importante du débit routier à mesure que l'on se dirige vers le nord. Les données présentées par la figure 4.4 ont été acquises lors de l'année 2018. On peut y observer un débit journalier moyen annuel de 132 571 véhicules entre la jonction avec l'autoroute 640 (km 20) et l'échangeur de St-Jérôme (km 43). Ce débit passe ensuite à 65 250 véhicules entre St-Jérôme et St-Sauveur (km 60), à 31 750 entre St-Sauveur et le km 75, puis à 23 000 entre ce dernier et St-Agathe-Des-Monts (km 86). (MTQ, 2019) Ces données sont à considérer car le lien entre la densité du trafic et la mortalité animale est un fait avéré (Forman et Alexander, 1998; Sadleir et Linklater, 2016).

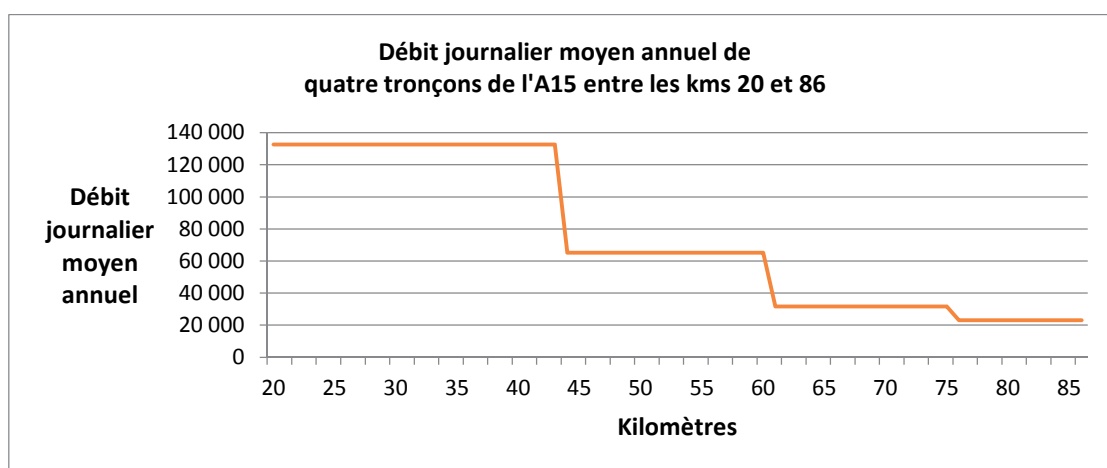


Figure 4.4 : Débit journalier moyen annuel de quatre tronçons de l'autoroute 15 entre les kms 20 et 86
Les données sont issues du Ministère des Transports du Québec (2019) et ont été acquises en 2018

4.3 La zone d'étude : données territoriales

Cette sous-section présente les données territoriales disponibles pour la zone d'étude et utilisées dans le cadre de l'essai. Ces données renseignent sur la présence des éléments suivants : les forêts matures, les aires protégées, les habitats fauniques et les éco-corridors. Parmi les données disponibles pour la zone étudiée, celles qui sont présentées ici ont été retenues pour leur pertinence descriptive dans le secteur de l'autoroute 15. Trois figures rassemblent ces données. La première (4.5) porte sur les forêts matures, c'est-à-dire les peuplements forestiers âgés de plus de 70 ans. À l'inverse des surfaces artificialisées, les forêts matures sont concentrées dans la moitié nord de la zone d'étude.

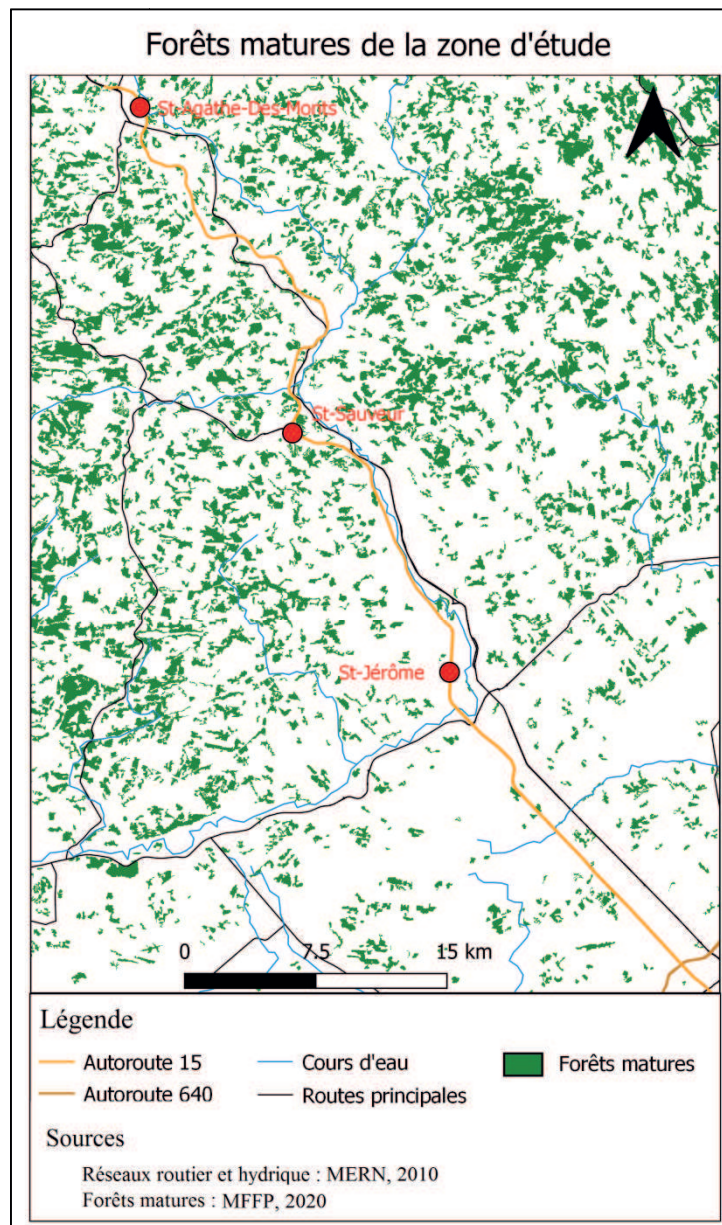


Figure 4.5 : Forêts matures de la zone d'étude

La figure 4.6 compile les couches suivantes : les noyaux d'habitats prioritaires (ou noyaux de conservation) établis par ÉCL, les aires de confinement du cerf de Virginie et les aires protégées publiques et privées. Pour ne pas surcharger les figures, l'hydrographie linéaire n'apparaît que dans la carte de gauche, tandis que les routes principales n'apparaissent que dans la carte de droite. La relation entre les noyaux et les données de collisions est explicitée dans la section 5.

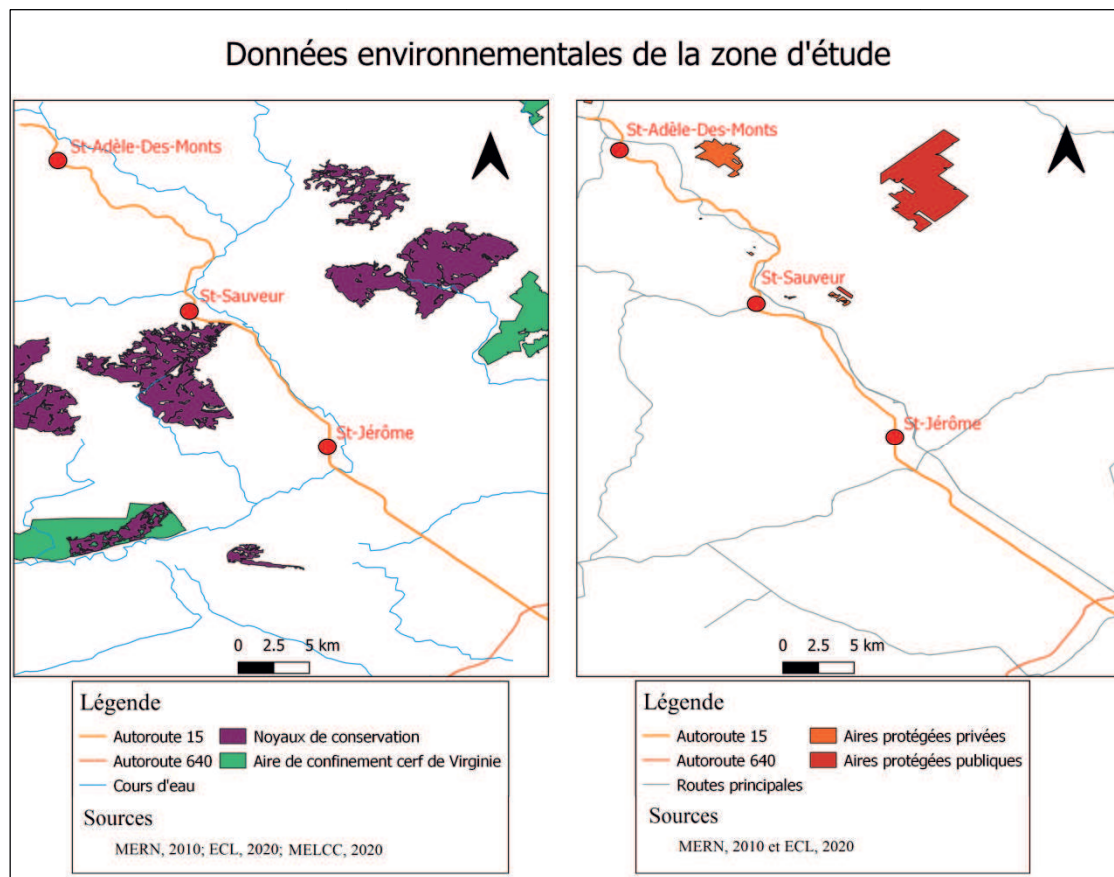


Figure 4.6 : Données environnementales de la zone d'étude

La figure 4.7 ci-dessous expose les éco-corridors, ou corridors structuraux, de la zone d'étude. Trois nuances de couleur permettent de distinguer des zones utilisées par plus ou moins d'espèces. Rappelons que le passage potentiel de ces espèces sert d'indicateur : il pointe les lieux de passage probables de la faune en général et non seulement des espèces-cibles.

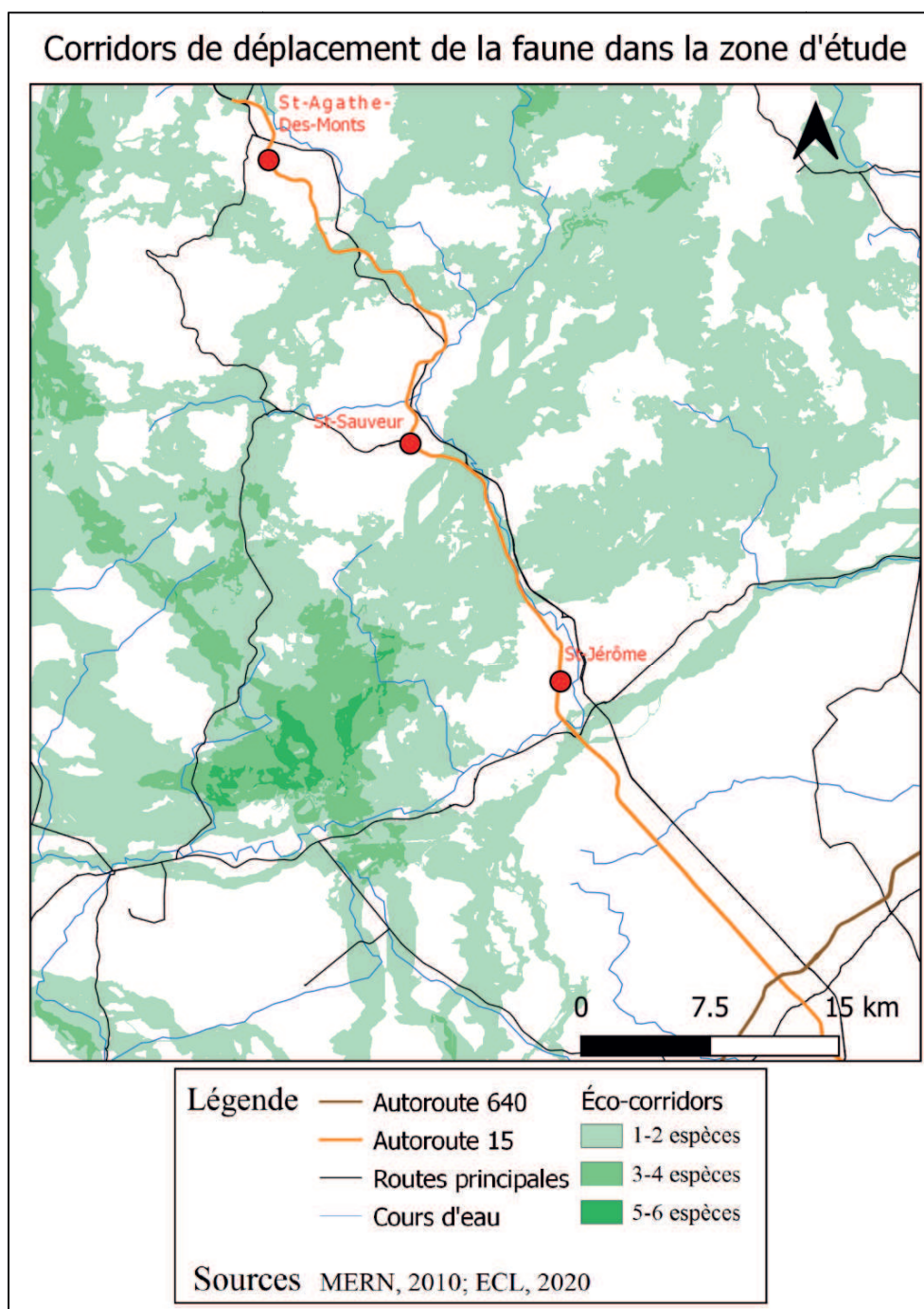


Figure 4.7 : Éco-corridors de la zone d'étude

Globalement, ce sont quatre tronçons d'autoroute qui sont à considérer particulièrement en regard des corridors de déplacement de la faune sauvage. Du nord vers le sud, ces quatre tronçons sont situés dans les municipalités 1° de Sainte-Agathe-Des-Monts, 2° de Val-Morin / Sainte-Adèle, 3° de Piedmont / Sainte-Anne-Des-Lacs / Prévost / Saint-Jérôme, et 4° de Mirabel.

5. LES COLLISIONS ROUTIÈRES DANS LA ZONE D'ÉTUDE

Cette section porte sur les collisions routières enregistrées dans la zone d'étude. La présentation générale des données est suivie d'une analyse des points névralgiques de collision. Les données ont été rendues disponibles par le Ministère des Transports et couvrent une période de dix ans, ce qui correspond à la durée suggérée par Huijser et al. (2008b) pour étudier les données de mortalité faunique.

5.1 Présentation générale des données

5.1.1 Données chiffrées

Les données de collision véhicules-faune relatives à la zone d'étude couvrent les années 2008 à 2017 (voir figure 5.1). La moyenne du nombre d'accidents au cours de cette décennie est de 50,7 accidents / an. Sur les 507 événements enregistrés, on dénombre 347 collisions avec des cerfs de Virginie, 13 collisions impliquant des animaux de la catégorie des « Ours/orignal/caribou », 26 collisions avec d'autres animaux (non identifiés, mais différent des deux premiers groupes) et 114 cas non spécifiés. Les cas non spécifiés correspondent, dans les données disponibles, à des enregistrements de collisions sans identification d'espèce. La majorité de ces enregistrements sont datés des années 2008 et 2009.

Tous groupes confondus, les mois comptant le plus de collisions sont ceux de juin et de novembre, ce qui correspond à d'autres observations réalisées au Québec (MTQ, 2000; Labadie, 2009). La décennie d'observation ne permet pas de déterminer une tendance à la diminution ou à l'augmentation du nombre de collisions véhicules-faune par année.

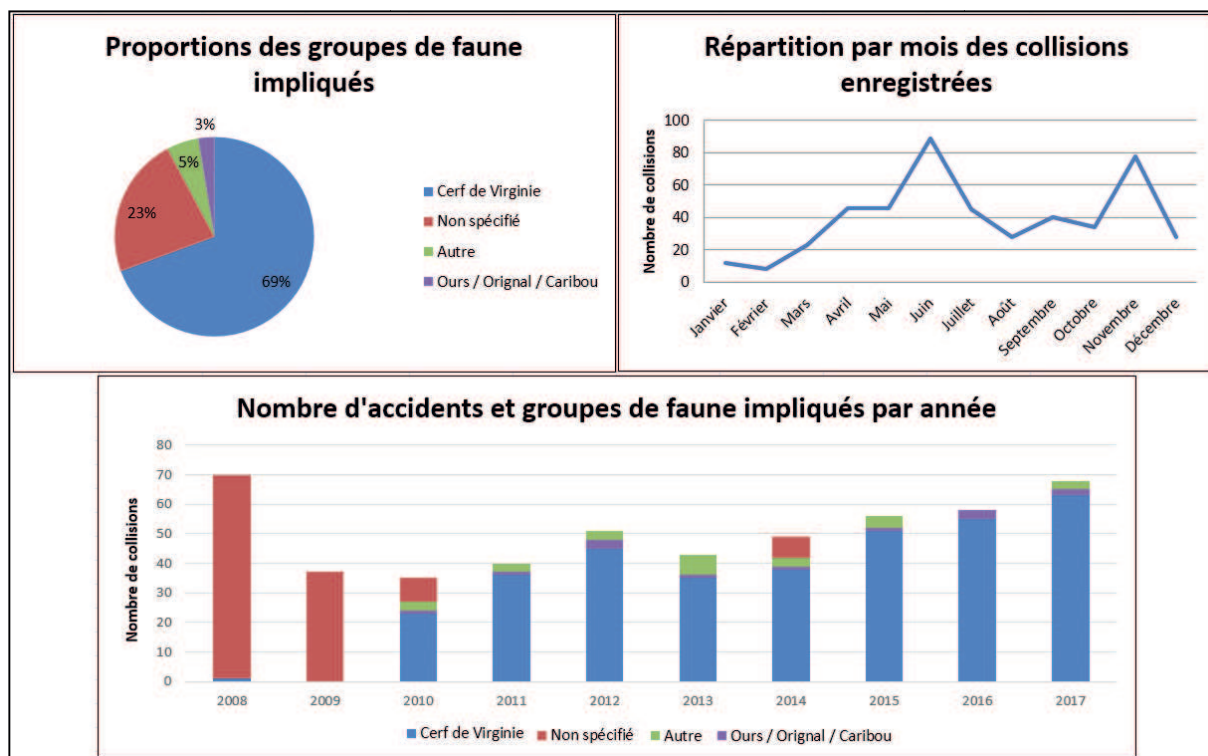


Figure 5.1 : Informations générales sur les données de collision avec la faune enregistrées entre 2008 et 2017

Source : MTQ (2018)

5.1.2 Répartition spatiale

La figure 5.2 ci-dessous présente les localisations des collisions enregistrées pour les grands mammifères, dont font partie les cerfs de Virginie. À première vue, la répartition spatiale des collisions est très binaire : toutes les collisions enregistrées se trouvent dans la moitié nord de la zone d'étude, entre Saint-Jérôme et Sainte-Agathe-des-Monts. Cela ne signifie pas que des mesures de mitigation ne sont pas nécessaires au sud de Saint-Jérôme : il est possible que les populations animales y aient été décimées par le trafic routier élevé (voir sous-section 2.3.3), en plus du fait que la fragmentation du paysage y est plus importante que dans la moitié nord.

Les collisions classées « Ours/orignal/caribou » et représentées en jaune sur la figure 5.2 sont trop peu nombreuses et trop homogènes dans le temps pour distinguer des périodes de l'année plus à risque que d'autres. Spatialement, ces collisions ne sont pas homogènes mais le petit nombre de données ne permet pas, là non plus, de conclure à des lieux de collisions privilégiés. Une zone semble cependant se distinguer : au sud de Sainte-Agathe-des-Monts, près du Lac à la Truite, cinq occurrences apparaissent très proches. Leurs dates d'évènement (2010, 2012, 2015 et 2017) couvrent presque la décennie et quatre des cinq évènements ont eu lieu entre fin mars et début juin.

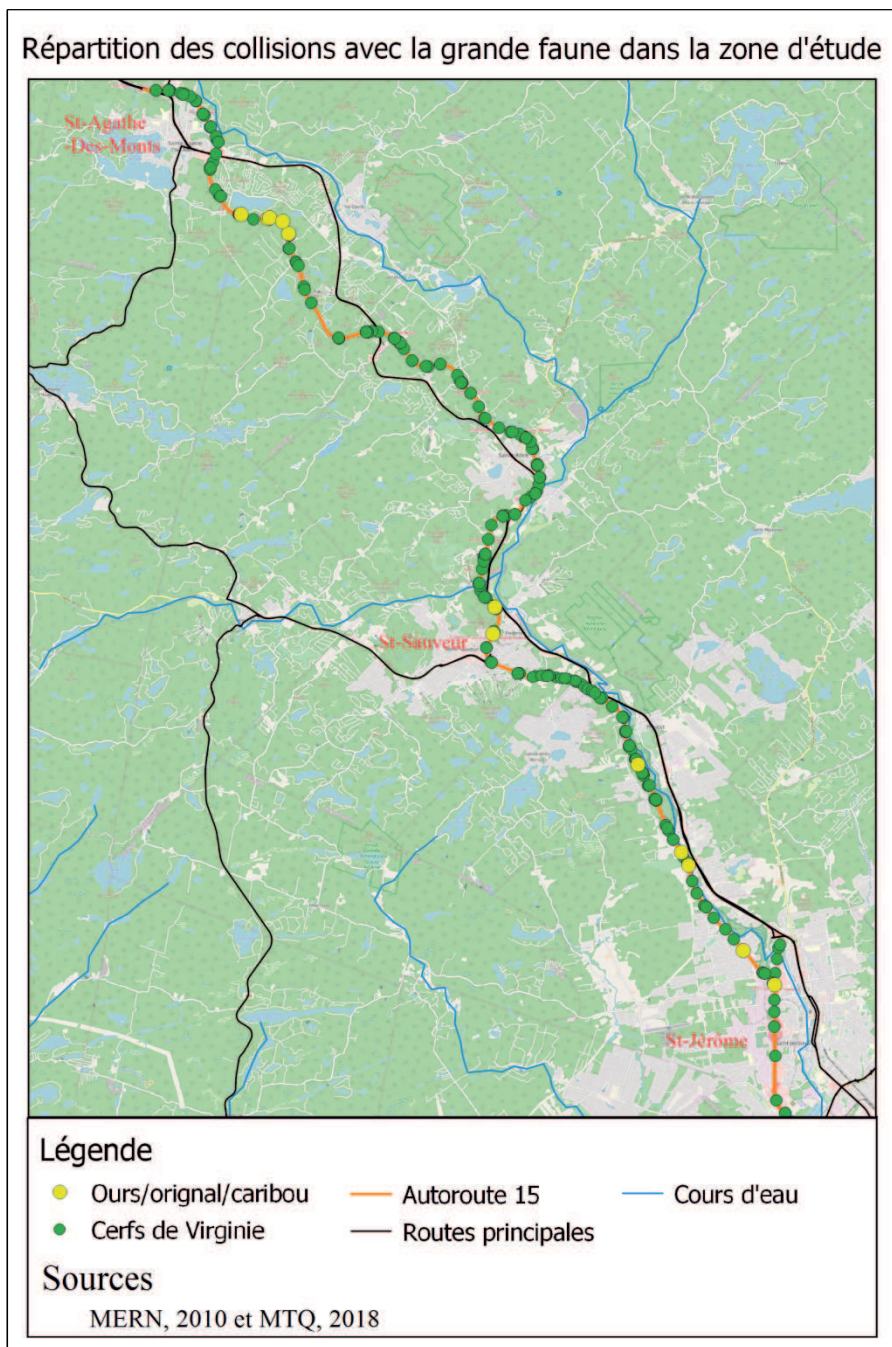


Figure 5.2 : Répartition des collisions avec la grande faune dans la zone d'étude

5.1.3 Absence du caribou

Il est très peu probable que des caribous se trouvent dans la zone d'étude de ce plan d'action (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs [MFFP], 2009). De fait, il est considéré dans la suite du document que la catégorie « Ours/orignal/caribou » ne contient que des événements liés à des ours et des orignaux. Cette précision est importante notamment pour l'analyse coûts-bénéfices présentée à la section 6.

5.2 Points névralgiques de collisions véhicules-faune

L'un des objectifs du présent plan d'action est d'identifier des points névralgiques de collision véhicules-faune. Ces points constituent l'une des bases fondamentales sur lesquelles s'appuient l'identification des secteurs d'action prioritaire et les recommandations du présent essai.

5.2.1 Traitement des données

À partir de données de collisions véhicules-faune, des cartes de densité ont été réalisées avec le module d'extension « Heatmap » du logiciel QGis. La recherche de zones au taux de collisions élevé peut être faite à plusieurs échelles. Si les agrégats d'évènements sont recherchés sur de grandes distances (ex : 20 km), les informations récoltées permettront de déterminer des tronçons de route « à risque » afin de déterminer où prendre des mesures de prévention (ex : limitation de vitesse, clôtures) ou de planifier des études plus poussées. À l'inverse, la recherche de zones à risque peut être effectuée avec une magnitude de tronçons plus précise dans le but d'identifier précisément les zones à forte densité de collisions. La magnitude choisie pour réaliser la figure 5.3 est de 500 mètres, afin de prendre en compte l'imprécision géographique potentielle des lieux de collision.

5.2.2 Limites de l'analyse

Trois limites principales restreignent la portée de cette analyse. La première est constituée par la précision géographique des données, car certaines collisions véhicules-faune ont été situées à l'aide de la borne kilométrique la plus proche, induisant une marge d'erreur maximale de 500 mètres. La seconde est due au taux de détection du MTQ moins élevé que celui d'inventaires spécifiques, impliquant une sous-estimation du nombre de collisions. Enfin, la représentativité des espèces associées aux collisions est nécessairement biaisée, car seuls les accidents ayant fait l'objet d'un rapport d'accident sont d'ordinaire répertoriés.

5.2.3 Résultats

La figure 5.3 ci-dessous illustre les points névralgiques de collisions avec la faune dans la zone d'étude. Ces points sont représentés du plus clair (faible densité de collisions) au plus foncé (forte densité). La figure présente également les corridors de déplacement faunique. La présence de ces deux informations sur une même carte est importante, car les collisions seules ne sont pas un indicateur suffisant pour situer les besoins en passages fauniques (voir sous-section 2.3.3).

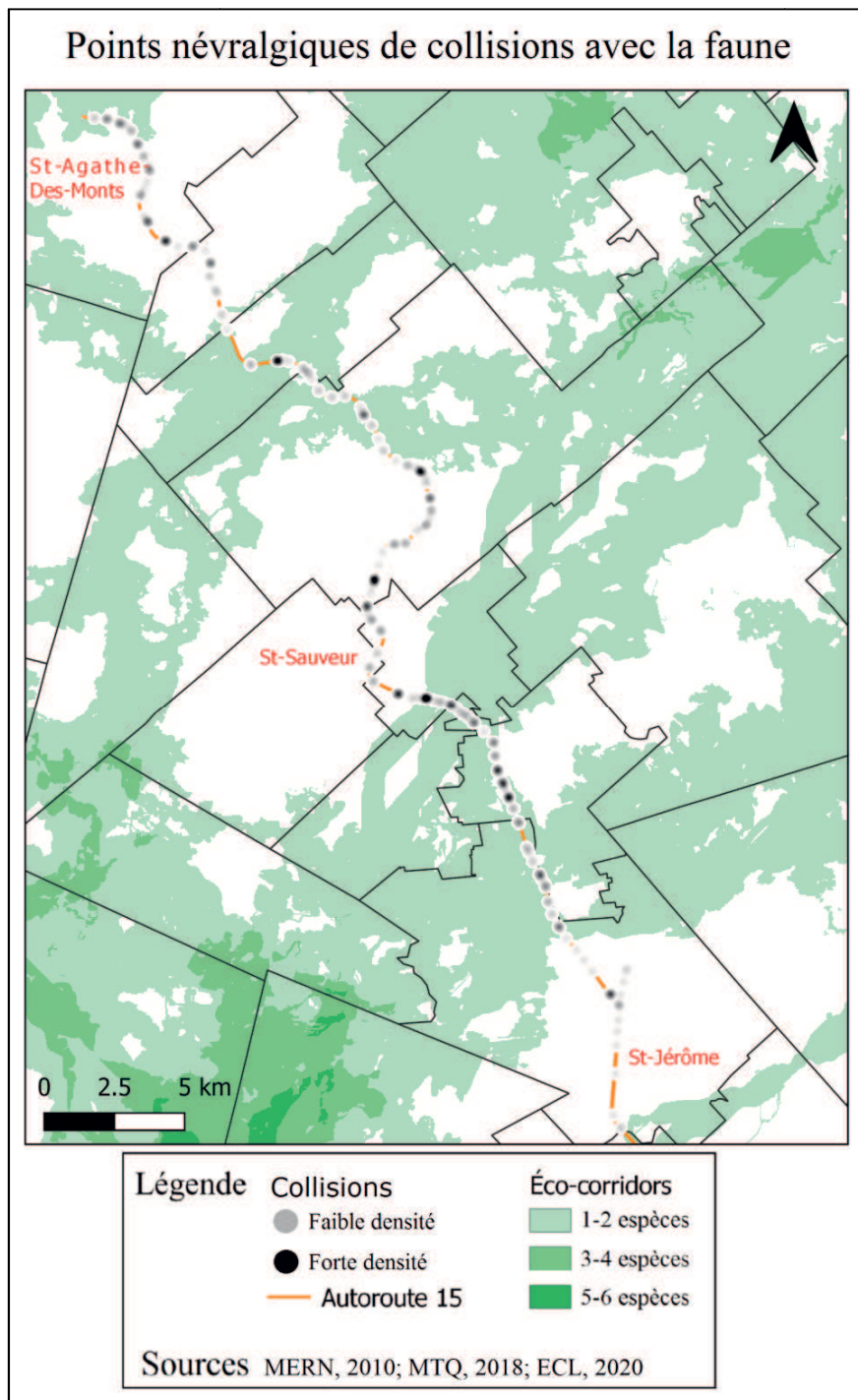


Figure 5.3 : Points névralgiques de collisions avec la faune dans la zone d'étude

6. ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES DES PASSAGES FAUNIQUES DANS LA ZONE D'ÉTUDE

Comme exposé dans la section 2, la méthode à privilégier pour diminuer le nombre de collisions routières avec la faune est l'aménagement de passages fauniques couplés à des barrières d'évitement. Le coût monétaire de ces aménagements est cependant un enjeu à prendre en compte. L'analyse coûts-bénéfices suivante veut permettre d'évaluer la pertinence des mesures de mitigation en termes économiques.

La sous-section 6.1 donne une estimation du coût annuel engendré par les collisions avec les grands mammifères dans la zone d'étude. La sous-section 6.2 présente des estimations sur le coût d'installation des mesures de mitigation envisageables.

Précision importante : l'analyse coûts-bénéfices de ce plan d'action ne prend en compte que les coûts économiques des dommages matériels et humains, mais la valeur non marchande de la faune ne doit pas être écartée. L'importance culturelle de certaines espèces, la valeur de legs et le déséquilibre écosystémique qu'engendre la diminution d'une population n'en sont que quelques exemples. Comme le soulignent Maris et Revéret (2009) : « En dépit de ses avantages pratiques, l'évaluation économique échoue à représenter l'ensemble des valeurs en jeu dans la protection de la biodiversité ». De même, une analyse économique ne peut rendre compte du préjudice social causé par les accidents routiers.

6.1 Coût généré par les collisions avec les grands mammifères dans la zone d'étude

6.1.1 Estimation du coût par collision avec un grand mammifère

Dans le présent plan d'action, l'estimation du coût par collision reprend les résultats récents d'une étude menée dans la région de l'Estrie. Il s'agit d'un travail commandé par l'organisme Corridor Appalachien et réalisé par une équipe étudiante de l'Université de Sherbrooke (Cyr Séguin, Diarra, Dumais et He, 2018). Leur mandat consistait à évaluer les coûts monétaires engendrés par les collisions entre les véhicules et la faune pour deux types d'accidents : lorsque la collision implique un cerf de Virginie et lorsqu'elle implique un orignal ou un ours.

Cette étude s'est concentrée sur le cas de l'autoroute 10 et la méthodologie adoptée s'inspire de Huijser et al. (2007). Le coût estimé des accidents prend en compte six composantes (blessures humaines, vies humaines, perte des animaux, disposition des carcasses, réparations des véhicules, remorquage). Une

distinction est faite pour les blessures humaines (sévères ou mineures) et pour le coût du remorquage (véhicule de plus ou moins de 4 500 kg). En fonction de l'occurrence par année de chacun des huit événements, il a été évalué qu'une collision avec un cerf de Virginie revenait en moyenne à 10 671 \$, contre 49 338 \$ dans le cas d'une collision avec un ours ou un orignal. Ce sont ces valeurs qui sont retenues dans le présent plan d'action. Les collisions nommées « ours/orignal/caribou » sont donc associées à un coût unitaire de 49 338 \$, car la présence de caribous dans la zone d'étude est hautement improbable (MFFP, 2009).

6.1.2 Calcul du coût dans la zone d'étude

Sur les années 2013 à 2017, le coût engendré chaque année dans la zone d'étude par les collisions avec les grands mammifères est en moyenne de 595 417 \$. La figure 6.1 montre que le coût total est en constante augmentation durant ces cinq années et qu'il atteignait 770 949 \$ en 2017.

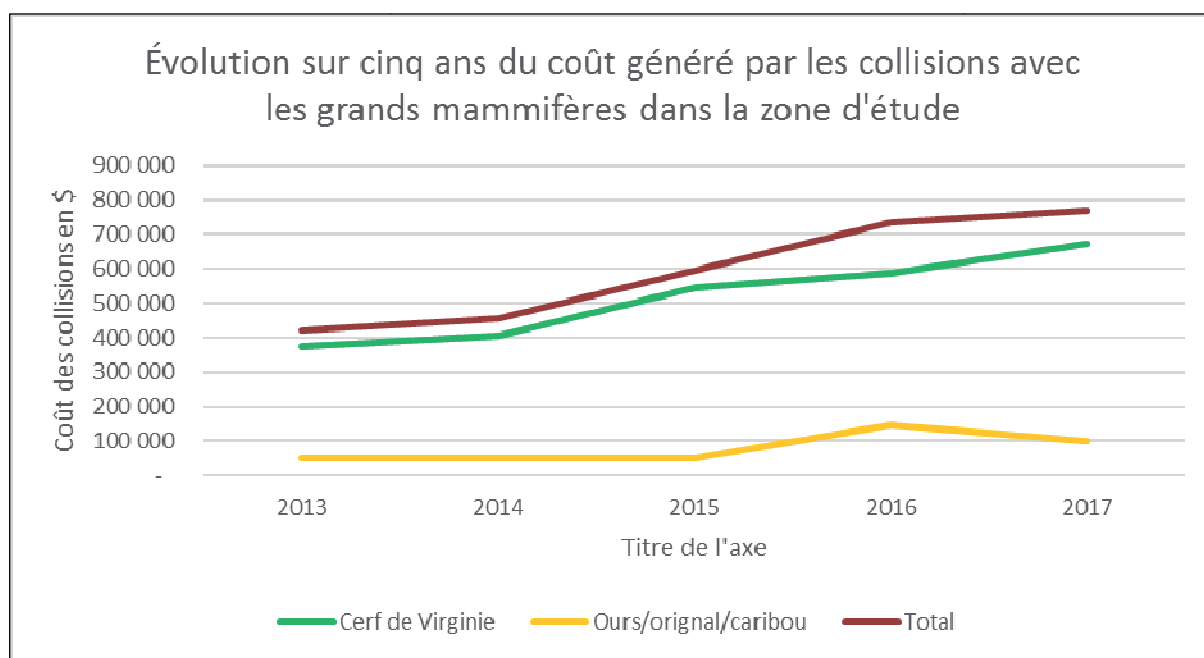


Figure 6.1 : Évolution sur cinq ans du coût généré par les collisions avec les grands mammifères dans la zone d'étude
Sources : MTQ, 2018

Il est à noter que les nombres avancés dans cette sous-section sont des estimations basses : ils ne prennent pas en compte les collisions non spécifiées ni celles classées « autres » dans les données disponibles. De plus, il est possible que des collisions n'aient pas été déclarées à la SAAQ ou que certaines n'apparaissent pas dans les données disponibles : seuls les accidents ayant fait l'objet d'un rapport d'accident sont d'ordinaire répertoriés (voir section 5.2.2).

6.2 Coûts des mesures de mitigation envisageables dans la zone d'étude

En raison de la rareté des ouvrages de perméabilité faunique au Québec et de la diversité des sites où ils sont implantés, une évaluation économique des mesures de mitigation dans la zone d'étude est nécessairement approximative et incomplète. Sur la base d'une communication avec le MTQ (Simon Létourneau, échange de courriels, 30 mars 2020) et d'une revue de littérature, cette sous-section s'attache cependant à donner une estimation du coût des mesures de mitigation envisageables sur le tracé de l'autoroute 15.

Les dimensions de l'autoroute 15 impliquent des ouvrages de longueur importante : entre 30 et 60 mètres selon les endroits. De plus, les bords de l'autoroute sont pour la plupart sans reliefs. Or, les escarpements permettent la mise en place de passages supérieurs à moindre coût. Enfin, parce que les estimations avancées ici sont hors contexte, une marge d'erreur de 30 % minimum doit être observée. (Simon Létourneau, échange de courriels, 30 mars 2020)

6.2.1 Passages supérieurs

Les passages supérieurs n'étant pas encore présents au Québec (voir sous-section 2.2.2), une estimation de leur coût peut être faite sur la base d'aménagements réalisés dans l'Ouest canadien. Dépendamment de la taille des structures, leur prix moyen est compris entre 2 000 000 et 4 000 000 \$, ce qui est presque égal au prix des structures supérieures conçues pour la circulation automobile (ex : viaduc, pont). (Clevenger et Huijser, 2011; Létourneau, échange de courriels, 30 mars 2020)

Si le prix de tels aménagements peut être rebutant, il s'agit cependant de mesures particulièrement adaptées au contexte autoroutier et dont l'efficacité est très grande (Jackson et Griffin, 2000) (voir sous-sections 2.2.2 et 6.3). De plus, des innovations récentes et futures devraient permettre de réduire le coût d'aménagement des écoponts dans les prochaines années (ARC Solutions, 2014).

6.2.2 Passages inférieurs

Le tableau 6.1 ci-dessous rassemble les prix estimés pour la création de passages fauniques souterrains. Les structures considérées sont les ponceaux rectangulaires et circulaires en béton armé.

Tableau 6.1 : Estimations économiques de passages fauniques souterrains
Source : S. Létourneau, échange de courriels, 30 mars 2020

Type de passage	Passage	Prix estimé / mètre linéaire
Ponceau rectangulaire en béton armé (PBA)	Aménagement pour la grande faune (4 m de hauteur x 6 m de largeur)	25 000 \$
	Aménagement pour la petite faune (1 m de hauteur x 6 m de largeur)	1 500 \$
	Aménagement pour faune mixte (3 m de hauteur x 5 m de largeur)	10 000 \$
Ponceau circulaire en béton armé (TBA)	Ponceau d'environ 2,5 m de diamètre	3 000 \$
	Ponceau d'environ 1 m de diamètre	1 000 \$

Si le matériau présenté ici est le béton armé, il est également possible d'utiliser de la tôle en acier ondulée et galvanisée [TTOG] (figure 6.2) et d'ainsi réduire les prix de 15 à 25 %. Toutefois, ce type d'installation peut être proscrit sous les routes du MTQ selon les régions et les conditions du sol (acidité, remblai). (Létourneau, échange de courriels, 30 mars 2020) De plus, la durée de vie des aménagements en béton armé est très supérieure : par exemple, un ponceau en TTOG dure en moyenne 25 à 30 ans avant rénovation, contre 50 à 100 ans pour les ponceaux en béton armé (Perrin, 2006; Paradis-Lacombe, 2018).



Figure 6.2 : Exemple de ponceaux en béton (à gauche) et en TTOG (à droite)
© Tuyaux André Jetté et © Agrigéo

6.2.3 Structures d'exclusion

Le tableau 6.2 présente une estimation économique de l'installation de structures d'exclusion pour la grande faune (ex : cerf de Virginie, orignal, ours noir) et la moyenne faune (ex : martre d'Amérique, porc-épic d'Amérique, castor du Canada). Les deux structures considérées sont les clôtures d'exclusion et les sautoirs (traverses à niveau avec saut).

Tableau 6.2 : Estimations économiques de structures d'exclusion
Sources : Jaeger et al., 2017; S. Létourneau, échange de courriels, 30 mars 2020

Type de faune visé	Structures	Prix estimé
Grande faune	Clôture en treillis (2 m à 2,4 m de hauteur)	60 \$ / mètre linéaire
	Sautoir	20 000 \$ l'unité
Moyenne faune	Clôture en treillis incluant une section enterrée (1.5 m à 2 m de hauteur)	60 \$ / mètre linéaire
	Sautoir	15 000 \$ l'unité

6.2.4 Aménagement de structures existantes

Compte tenu de l'importance du contexte en pareils cas, il n'est pas possible de donner une estimation économique du coût de modification de structures déjà existantes. Cependant, le prix engagé dans ce type d'aménagements est généralement minime : la modification d'un ponceau (sans en changer la taille) ou des dessous d'un pont d'égagement (voir sous-section 2.2.2), par exemple, n'excède pas quelques centaines de dollars et nécessite des travaux relativement courts (Meaney et al., 2007; Clevenger et Huijser, 2011; Bédard et al. 2012).

6.3 Efficacités des mesures de mitigation

L'efficacité d'une mesure de mitigation reflète la réduction constatée ou prévue du nombre de collisions à la suite de sa mise en place. Cette efficacité est exprimée en pourcentage de réduction des collisions. Bien que très utile, cette information ne peut être utilisée seule, car elle ne rend pas compte des espèces affectées par la réduction.

L'efficacité des mesures de mitigation adoptées contre les collisions routières avec la faune est sujette à beaucoup d'incertitudes. Les différences de contexte entre les études disponibles peuvent empêcher de prévoir correctement l'impact qu'aura telle ou telle mesure dans un site particulier. Cependant, il est admis que certaines mesures sont généralement plus efficaces que d'autres. (MTO, 2016) Dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices, l'intérêt d'avoir des données d'efficacité est de pouvoir associer un « coût par pourcent de réduction » à chaque structure envisageable (voir tableau 6.3). Cet indice permet d'avoir une vision plus juste du retour sur investissement et de comparer entre elles des mesures très différentes.

Tableau 6.3 : Exemples d'efficacités constatées pour certaines mesures de mitigation
Source : Huijser et al., 2008a et 2009

Mesure de mitigation	Réduction du taux de collisions	Coût par pourcent de réduction
Sifflets à cerfs de Virginie	0 %	-
Panneaux de signalisation standards	0 %	-
Panneaux de signalisation saisonniers	26 %	143 \$
Enlèvement de la végétation	38 %	428 \$
Clôtures menant à un passage sur route	40 %	7 512 \$
Système de détection d'animaux (ADS)	82 %	12 636 \$
Clôtures couplées à des sautoirs et des passages inférieurs	86 %	6 259 \$
Clôtures couplées à des sautoirs et des passages inférieurs et supérieurs	86 %	8 368 \$

Les taux d'efficacité avancés dans le travail de Huijser et al. (2008a et 2009) ne peuvent pas être utilisés tels quels dans le cadre de ce plan d'action, car ils ne sont pas adaptés spécifiquement au contexte de l'autoroute 15. En revanche, ils résultent d'une vaste revue de littérature et donnent de bonnes indications sur quelles mesures sont à privilégier. Cette analyse coûts-bénéfices a donc pour vocation d'être enrichie par le futur, lorsque des suivis d'efficacité de mesures de mitigation auront été réalisés dans un contexte similaire à celui de l'autoroute 15.

7. LES SECTEURS D'ACTION PRIORITAIRE DANS LA ZONE D'ÉTUDE

Les informations contenues dans les sections précédentes permettent de localiser les milieux d'intérêt écologique, les corridors de déplacement de la faune et les points névralgiques de collision. En complément, cette section propose une première réflexion sur l'identification de secteurs d'action prioritaire pour l'amélioration de la perméabilité faunique et de la sécurité routière. La réflexion menée par le présent essai n'est que préliminaire et devra être enrichie par le recueil et le traitement de données primaires complémentaires. Les recommandations de la section 8 visent notamment à poursuivre ce premier travail.

Les étapes d'identification de corridors et de passages fauniques au Québec sont exposées dans un protocole d'identification réalisé par l'organisme Corridor Appalachien (Gratton, 2014) (tableau 7.1). Dans la zone d'étude, les données fournies par l'organisme Éco-corridors laurentiens et celles développées dans les sections précédentes de ce plan d'action permettent de situer le projet d'amélioration de la perméabilité faunique de l'autoroute 15 à la cinquième étape de ce tableau.

Tableau 7.1 : Principales étapes du protocole d'identification et de protection des corridors naturels et des passages fauniques réalisé par Corridor Appalachien (Gratton, 2014; Daguet et Lelièvre, 2019). Les étapes déjà validées par l'organisme Éco-corridors laurentiens sont surlignées en gris

Étape	Sous-étape	Description
1		Définition de l'aire d'étude
2		Récolte des données existantes
3		Identification des espèces cibles
4		Identification des noyaux ou des habitats à relier
5		Inventaires complémentaires et interprétation de données
	a	Identification des sites à potentiel d'amélioration de la sécurité
	b	Inventaires fauniques
	c	Évaluation et caractérisation des viaducs et des ponts existants
	d	Caractérisation du contexte paysager
6		Analyses de connectivité et de corridors de moindre coût
	a	Matrice de résistance au déplacement
	b	Scénarios de corridors potentiels par espèces ou guildes d'espèces
7		Validation sur le terrain
8		Sélection finale des corridors et des passages fauniques

7.1 Méthode d'identification d'un secteur d'action prioritaire

La détermination des secteurs d'action prioritaire doit conclure une analyse multicritère rigoureuse. Il est par exemple reconnu que les données de collision seules ne sont pas suffisantes, et qu'elles doivent être minimalement couplées à une cartographie de la connectivité des habitats ou à un modèle de mouvements fauniques (Clevenger et Huijser, 2011). D'autres critères peuvent également être pris en compte : le tableau 7.2 présente les indicateurs spatiaux choisis pour étudier la perméabilité faunique de l'autoroute 10, et en donne une description dans le contexte de l'autoroute 15.

Tableau 7.2 : Indicateurs spatiaux retenus pour l'étude de perméabilité faunique de l'autoroute 10, et leur description dans le contexte de l'autoroute 15
Source : Salvant, 2017, inspiré de Clevenger et al., 2010

Indicateur spatial	Description dans la zone d'étude
Collisions véhicules-faune*	Densité de collisions enregistrées avec la faune (voir figure 5.3)
Accessibilité potentielle des infrastructures pour la faune	Accessibilité potentielle des structures déjà présentes sur le tracé de l'autoroute 15 (ex : ponceaux, passages de train, routes secondaires)
Connectivité régionale*	Zones de croisement entre l'autoroute 15 et un éco-corridor (voir figure 4.8)
Risque potentiel de la portion routière	Niveau de risque de collisions avec la grande faune en lien, par exemple, avec la proximité d'aires d'hivernage du cerf de Virginie et de l'orignal
Pérennité des milieux naturels en place	Niveau de protection des terres aux abords de l'autoroute 15

* Indicateurs utilisés dans l'analyse préliminaire des secteurs d'action prioritaire présentée à la section 7.2.

Une méthode de détermination des sites d'action prioritaire peut consister en une analyse multicritère pondérée appliquée aux indicateurs spatiaux du tableau 7.2. Cette analyse peut porter sur des espèces focales, préférentiellement issues de plusieurs guildes de mobilité (Kintsch et Cramer, 2011), et prendre en compte le potentiel d'amélioration des passages fauniques existants. (Gratton, 2014; Salvant, 2017). Pour aller plus loin, la compréhension du risque potentiel de la portion routière peut être enrichie par la prise en compte d'éléments tels que les mares salines artificielles, qui augmentent le risque local de collision avec un orignal (Leblond et al., 2006).

7.2 Analyse préliminaire des secteurs d'action prioritaire

Les données et le temps disponibles ne permettent pas à ce plan d'action de proposer une analyse satisfaisante pour déterminer des secteurs d'action prioritaire, mais une première réflexion peut être apportée sur la base du travail réalisé par l'organisme ÉCL et grâce aux apports des sections précédentes.

Deux indicateurs spatiaux ont été utilisés dans la présente d'étude : la connectivité régionale et les collisions véhicules-faune, traités respectivement dans les sections 4 et 5. De manière plus ponctuelle, le risque potentiel d'une portion routière et la pérennité des milieux naturels sont deux indicateurs également disponibles. Dans ce cadre, les zones à privilégier pour l'aménagement de passages fauniques sont celles où une forte densité de collisions est relevée au sein d'un corridor de déplacement faunique.

La figure 7.1 présente les deux secteurs d'action prioritaire retenus par cette analyse préliminaire. Les secteurs A et B ont été retenus pour leur forte densité de collisions véhicules-faune au sein d'un éco-corridor et par le fait qu'ils constituent chacun un carrefour de plusieurs éco-corridors. De plus, le secteur B fait le lien entre un noyau de conservation à l'ouest et plusieurs aires protégées à l'est (figure 4.7).

Les autres points névralgiques ne sont pas considérés ici dans des secteurs d'action prioritaires car ils ne sont pas connectés à des éco-corridors. Ils sont à analyser au cas par cas et peuvent d'ores et déjà pointer des « sites à potentiel d'amélioration de la sécurité » (Gratton, 2014).

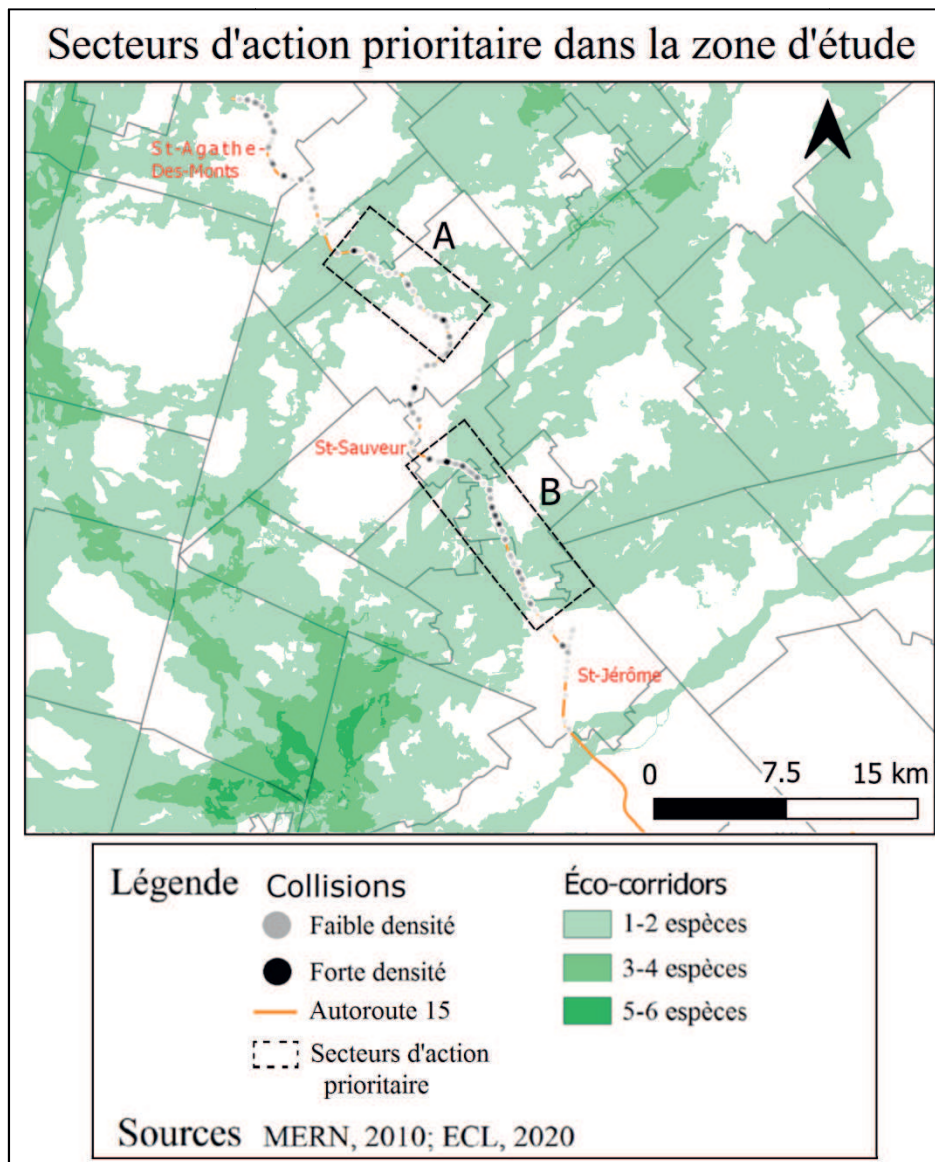


Figure 7.1 : Secteurs d'action prioritaire

Les municipalités dont le territoire accueille en partie un secteur d'action prioritaire sont listées dans le tableau 7.3. Il est important que les municipalités concernées soient mises au courant de la présence de ces secteurs : bien que le présent plan d'action ait l'autoroute 15 pour objet d'étude, les secteurs d'action prioritaire pointent des zones qui ne se limitent pas à l'emprise directe de l'autoroute. Les milieux naturels et les routes secondaires adjacents doivent notamment être pris en compte lors de la planification des mesures de mitigation.

Tableau 7.3 : Municipalités associées aux secteurs d'action prioritaire

Secteur d'action prioritaire	Municipalités concernées
A	Val-Morin et Sainte-Adèle
B	Piedmont, Sainte-Anne-Des-Lacs, Prévost et Saint-Jérôme

8. RECOMMANDATIONS

La section 8 achève ce plan d'action par des recommandations à court, moyen et long terme. Ces recommandations proposent plutôt une succession chronologique d'actions ou de mesures à mettre en place que des échéances datées. Ces recommandations s'adressent à l'organisme Éco-corridors laurentiens ainsi qu'au Ministère des Transports du Québec et aux municipalités concernées par les secteurs d'action prioritaire. Il n'est pas question ici de l'aménagement des mesures de mitigation, qui a déjà été discuté à la section 2, mais de tout ce qui entoure sa réalisation dans le projet d'amélioration de la perméabilité faunique.

Pour faciliter la lecture de cette section, le tableau 8.1 associe chaque recommandation à l'acteur ou aux acteurs concernés. Cependant, une amélioration effective de la perméabilité faunique d'un territoire doit passer par une collaboration étroite entre ses gestionnaires (Clevenger et Huijser, 2011).

Tableau 8.1 : Acteurs concernés par la section 8 et recommandations qui leur sont associées

Acteur concerné	Recommandations		
	Court terme	Moyen terme	Long terme
Éco-corridors laurentiens	1, 2, 3 et 4	1, 2 et 3	1 et 2
Ministère des Transports	1, 2 et 3	2	1
Municipalités de la zone d'étude	3 et 4		

8.1 Court terme

8.1.1 Bonifier l'acquisition des données de collisions véhicules-faune

Dans le cadre d'une vision à long terme, bonifier l'acquisition de données sur les collisions véhicules-faune revêt une grande importance. L'amélioration doit porter à la fois sur la diversité des espèces identifiées et sur la précision des localisations relevées, et doit intervenir avant la mise en place des mesures de mitigation à titre comparatif. En effet, cela permettra notamment d'évaluer plus précisément les besoins en passages fauniques, puis d'effectuer un suivi de l'efficacité des mesures de mitigation mises en place. De plus, le fait de déterminer de manière systématique les espèces retrouvées mortes sur l'Autoroute 15 permettra, à l'avenir, de catégoriser des points névralgiques de collision en fonction de la biodiversité qu'ils affectent.

Afin de bonifier l'acquisition des données de collisions, il est nécessaire d'élargir le spectre des espèces identifiées et de définir une méthodologie rigoureuse qui puisse être répétée sur plusieurs

années. Par exemple, dans le cadre d'un projet d'amélioration de la perméabilité faunique pour un tronçon de l'autoroute 10, les patrouilleurs du MTQ ont été formés à reconnaître en particulier les espèces suivantes : orignal (*Alces americanus*), cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), ours noir (*Ursus americanus*), lynx roux *Lynx rufus*, coyote (*Canis latrans*), pékan (*Martes pennanti*), martre d'Amérique (*Martes americana*), loutre de rivière (*Lontra canadensis*) et vison d'Amérique (*Neovison vison*) (Daguet et Lelièvre, 2019).

8.1.2 Affiner l'estimation du coût par collision

La section analyse coûts-bénéfices de ce plan de travail utilise des estimations de coût de collision qui ont été faites dans le cadre de l'étude de l'autoroute 10. Le calcul de cette estimation peut être adapté au contexte de la zone d'étude en intervenant sur les paramètres considérés. De plus, une réactualisation permettra d'ajuster certaines valeurs que l'inflation a pu modifier depuis 2018.

L'amélioration du calcul coûts-bénéfices va nécessiter un rapport détaillé des accidents et le partage de ces données à l'organisme ÉCL. Comme exposé en sous-section 6.1.1, l'estimation utilisée dans ce plan de travail repose sur six composantes : blessures humaines, vies humaines, perte d'animaux, disposition des carcasses, réparations des véhicules, remorquage. De plus, une distinction est faite entre les blessures humaines sévères et mineures et entre les coûts de remorquage d'un véhicule de plus ou moins 4 500 kg.

8.1.3 Caractériser les structures de la zone d'étude

Afin d'ajouter un indicateur spatial à l'analyse multicritère des secteurs d'action prioritaire, il est essentiel d'effectuer un recensement des structures existantes dans la zone d'étude, puis de les classer en fonction de leur accessibilité pour la faune. Ce classement peut être effectué par type (ex : ponceau) et par dimensions. Lavoie et al. (2012), par exemple, caractérisent chaque structure par son ratio d'ouverture et ses dimensions. Idéalement, la caractérisation doit aussi prendre en compte la largeur de la route ou du cours d'eau qui passe dans la structure, l'espace laissé libre pour la circulation animale, et d'autres informations telles que la pente, le type de sol, la végétation en place, les perturbations potentielles et une caractérisation de l'accès. La plupart des structures appartiennent au MTQ, mais les municipalités peuvent avoir un rôle à jouer dans certaines zones (ex : croisement avec une route secondaire) pour caractériser les structures et leurs alentours.

8.1.4 Étendre la zone d'acquisition des connaissances dans les secteurs d'action prioritaire

Dans les secteurs d'action prioritaire, un important travail d'acquisition de connaissances peut être réalisé par les municipalités et l'organisme ÉCL. Par exemple, des inventaires fauniques et une caractérisation de la perméabilité faunique des infrastructures routières municipales. Plus généralement, il serait fructueux et utile que cet effort de la part des municipalités soit appliqué à toutes les zones comprises dans les éco-corridors.

8.2 Moyen terme

8.2.1 Déterminer des espèces focales pour la perméabilité faunique

Une fois que les données de collisions sont collectées de façon détaillée, déterminer des espèces focales propres à la perméabilité faunique permet de guider la planification des mesures de mitigation. Idéalement, les espèces choisies doivent appartenir à un maximum de « guildes de mobilité » différentes, afin qu'elles présentent un panel diversifié de comportements face à la présence de routes et de passages fauniques. Kintsch et Cramer (2011) distinguent huit guildes et l'étude de perméabilité faunique réalisée sur un tronçon de l'autoroute 10 en retenait trois : les espèces de petite à moyenne taille et de mobilité modérée, les espèces ubiquistes à mobilité élevée, et les ongulés à mobilité élevée (Salvant, 2017).

Les espèces focales sont à considérer prioritairement pour les analyses de collisions, mais aussi pour l'analyse d'accessibilité potentielle des infrastructures pour la faune (Kintsch et Cramer, 2011; Gratton, 2014). Si les données manquent, des inventaires fauniques doivent être menés en amont de la planification des mesures de mitigation.

8.2.2 Adopter des cibles de réduction de la mortalité

À la suite de la collecte des données de collision et de la caractérisation des structures de la zone d'étude, il serait novateur d'adopter des cibles de réduction de la mortalité. Une réflexion menée sur la définition de telles cibles sera proposée par Spanowicz et al. dans un article à paraître (voir sous-section 2.3.2).

8.2.3 Affiner l'analyse des données de collisions véhicules-faune

La plupart des études récentes qui portent sur l'analyse de collisions véhicules-faune utilisent le logiciel libre Siriema 2.0. Un manuel d'utilisation de ce logiciel a été publié par Coelho et al. (2014). Ils y expliquent notamment que Siriema 2.0 fonctionne avec des fichiers .txt, et qu'il permet de calculer la fonction linéaire K de Ripley pour des tronçons de route compris entre 50 et 100 km afin de

localiser les zones d'agrégation significatives des points de collision. Les auteurs et auteure Billon et al. (2015) ont publié un tutoriel d'utilisation de ce logiciel en français.

8.3 Long terme

8.3.1 Réaliser une étude d'efficacité des mesures de mitigation

Il sera très intéressant d'accompagner d'une étude d'efficacité la mise en place des mesures de mitigation, car peu de données québécoises sont encore disponibles à ce sujet. Bien que cette recommandation s'inscrive dans une vision à long terme, le suivi doit être initié dès le début de la planification des mesures de mitigation. Pour guider sa réalisation, van der Grift, van der Ree et Jaeger (2015) ont proposé dix lignes directrices pour évaluer l'efficacité de mesures de mitigation routière. Le tableau 8.2 en donne un résumé en français.

Tableau 8.2 : Description des lignes directrices proposées par van der Grift, van der Ree et Jaeger (2015) pour évaluer l'efficacité de mesures de mitigation routière

Ligne directrice	Description
1	Identifier et décrire des espèce-cibles et des objectifs d'atténuation.
2	Suivre en priorité les espèce-cibles susceptibles de démontrer des effets statistiquement significatifs avec un effort d'échantillonnage comparativement faible dans l'espace et/ou le temps.
3	Suivre en priorité l'évolution de paramètres liés à des préoccupations majeures (ex : sécurité routière, connectivité des milieux naturels, réduction de la mortalité animale).
4	Concevoir l'étude de manière à permettre des conclusions rigoureuses.
5	Utiliser des simulations de modèles pour déterminer le meilleur protocole d'échantillonnage, afin de garantir sa rentabilité et sa faisabilité ainsi que la pertinence de sa période de mise en œuvre. Un protocole d'échantillonnage doit expliciter la durée de la surveillance avant et après l'atténuation, la fréquence de la surveillance et le nombre de sites étudiés.
6	Sélectionner les sites d'atténuation à surveiller en fonction du ou des objectifs de l'évaluation.
7	Choisir les sites de contrôle en fonction des objectifs d'atténuation.
8	Mesurer en priorité les variables fournissant les meilleures estimations de l'efficacité de l'atténuation.
9	Utiliser des méthodes de suivi qui permettent de surveiller plusieurs espèces simultanément. Dans la mesure du possible, plusieurs méthodes doivent être appliquées pour la surveillance de chaque espèce.
10	Veiller à ce que l'évaluation des mesures d'atténuation dispose de ressources suffisantes, soit intégrée dans la planification et la construction des routes, et bénéficie d'une collaboration entre les différents responsables et gestionnaires du territoire.

Un intérêt futur de réaliser cette étude d'efficacité sera de pouvoir compléter l'analyse coûts-bénéfices des prochains aménagements de perméabilité faunique. Lorsque des mesures de mitigation pourront être planifiées de nouveau dans la zone d'étude, ou dans un contexte similaire, il sera possible de leur associer une réduction potentielle du taux de mortalité animale et d'exprimer leur coût en termes de coût par pourcent de réduction.

8.3.2 Créer un partenariat organisme-université

Pour certaines étapes, l'amélioration de la perméabilité faunique dans la zone d'étude bénéficierait grandement d'un partenariat avec une université québécoise. Plusieurs sont engagées dans l'étude de la perméabilité faunique des routes : par exemple, les universités de Concordia, du Québec à Rimouski, du Québec à Montréal et du Québec à Chicoutimi (St-Laurent et al., 2009; Daguet et Lelièvre, 2019; Laliberté et St-Laurent, 2019).

Une collaboration serait d'autant plus profitable pour les tâches à long terme, telles celle de réaliser un suivi d'efficacité des mesures de mitigation. Dans leur article, van der Grift, van der Ree et Jaeger (2015) insistent sur le fait que des chercheurs doivent être impliqués dans la conception des programmes d'évaluation dès les premières étapes d'un projet d'atténuation des effets de la route. Cela afin d'éviter les erreurs dans le protocole, dans l'effort d'échantillonnage ou, ultérieurement, dans les analyses statistiques.

CONCLUSION

Les impacts du réseau routier sur l'environnement constituent une catastrophe écologique reconnue à l'échelle mondiale et un phénomène de mieux en mieux compris par la recherche en écologie routière. L'urgence de pallier leurs conséquences environnementales et sociales est aggravée par l'accroissement inévitable à court terme de la superficie du réseau routier. Dans ce contexte, les mesures de mitigation telles que l'aménagement de passages fauniques apparaissent comme une réponse possible à la nécessité d'atténuer la fragmentation des milieux naturels et la fréquence des collisions véhicules-faune.

Le présent essai constitue un premier pas vers un plan d'action visant à améliorer la perméabilité faunique dans la portion laurentienne de l'autoroute 15. L'élaboration d'un tel plan est rendue nécessaire par les enjeux de sécurité routière et environnementaux que génère fatalement la présence d'une autoroute dans un paysage naturel. Ce projet pourra être réalisé si une collaboration efficace s'opère entre les différent-es gestionnaires de la zone étudiée.

Le travail réalisé répond aux objectifs de l'essai. L'état de l'art des passages fauniques au Québec permet de contextualiser l'étude mais veut aussi proposer une synthèse aisément diffusable. L'analyse des données a permis de localiser et quantifier une décennie de collisions véhicules-faune relevées dans la zone d'étude. Sur cette base, une carte des points névralgiques de collisions et une estimation des coûts de collision et de mitigation ont pu être proposées. Grâce aux données environnementales disponibles, une première réflexion sur l'identification de secteurs d'action prioritaire a été menée.

Des recommandations d'action à court, moyen et long termes viennent conclure ce travail. Elles préconisent de bonifier l'acquisition et le traitement des données de collisions véhicules-faune ainsi que l'estimation des coûts par accident, de caractériser les structures de la zone d'étude, de déterminer des espèces focales et des cibles de réduction de la mortalité, et d'opérer un suivi de l'efficacité des mesures de mitigation après leur mise en place, possiblement en partenariat avec une université québécoise.

S'il le fallait, ce travail constitue un exemple de plus de l'ampleur des impacts environnementaux et sociaux inhérents au réseau routier. Il expose ainsi le besoin de mettre rapidement en place des mesures de mitigation routière sur le parcours de l'autoroute 15, afin de reconnecter les milieux naturels et réduire notablement la mortalité humaine et animale. De plus, la mise en œuvre de ce plan d'action participera au projet d'envergure de l'organisme Éco-corridors laurentiens : relier le parc national d'Oka au parc national du Mont-Tremblant par un réseau d'éco-corridors et d'aires protégées interconnectés traversant le territoire des Laurentides.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 355-366.
- Apps, C. D. (2000). Space-use, diet, demographics, and topographic associations of lynx in the southern Canadian Rocky Mountains: A study [Chapitre 12]. Dans : *Ruggiero, L. F., Aubry, K. B., Buskirk, S. W., Koehler, G. M., Krebs, C. J., McKelvey, K. S., Squires, J. R. Ecology and conservation of lynx in the United States. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-30WWW. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 30, 351-372.*
- ARC Solutions (2014): Design parameters report. Workshop for wildlife-crossing infrastructure. Bozeman, MT: Western Transportation Institute, Montana State University.
- Ascensão, F., LaPoint, S. et van der Ree, R. (2015). Roads, traffic and verges: big problems and big opportunities for small mammals. *Handbook of road ecology*. Wiley, New York, 325-333.
- Bager, A. et Rosa, C. A. D. (2010). Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill. *Biota Neotropica*, 10(4), 149-153.
- Balčiauskas, L., Jasiulionis, M. et Maher, T. (2012). Reducing the incidence of mammals on public highways using chemical repellent. *The Baltic Journal of Road and Bridge Engineering*, 7(2), 92-97.
- Barthelmess, E. L. (2014). Spatial distribution of road-kills and factors influencing road mortality for mammals in Northern New York State. *Biodiversity and conservation*, 23(10), 2491-2514.
- Beckmann, J. P., Lackey, C. W. et Berger, J. (2004). Evaluation of deterrent techniques and dogs to alter behavior of “nuisance” black bears. *Wildlife society bulletin*, 32(4), 1141-1146.
- Bédard Y. et Trottier D. (2009). *Dossier de candidature au prix de réalisation environnementale 2008 soumis à l'Association des transports du Canada, prolongement de l'autoroute Robert-Bourassa en boulevard urbain à Québec*. Ministère des Transports du Québec, Repéré à <http://conf.tac-atc.ca/english/resourcecentre/readingroom/conference/conf2009/pdf/mtq-bourassa-f.pdf>
- Bédard, Y., Alain, É., Leblanc, Y., Poulin, M. A. et Morin, M. (2012). Conception et suivi des passages à petite faune sous la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides. *Le naturaliste canadien*, 136(2), 66-71.
- Beier, P., Majka, D., Newell, S. et Garding, E. (2008). Best management practices for wildlife corridors. *Northern Arizona University*, 1(3)
- Bennett, A. F. (1991). Roads, roadsides and wildlife conservation : a review. *Nature conservation 2: the role of corridors*.
- Bíl, M., Andrášik, R., Duľa, M. et Sedoník, J. (2019). On reliable identification of factors influencing wildlife-vehicle collisions along roads. *Journal of environmental management*, 237, 297-304.

- Billon, L., Sordello, R., Witte, I. et Touroult, J. (2015). *Méthode d'analyse des données issues du protocole de recensement des collisions faune/véhicule pour la détection de zones à risque*. Repéré à http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/spn_55_2015_guide_analyse_collisions.pdf
- Biolinx Environmental Research Ltd. et E. Wind Consulting. (2004). *Best Management Practices for Amphibians and Reptiles in Urban and Rural Environments in British Columbia*. Nanaimo, BC: British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, Repéré à [https://www.for.gov.bc.ca/ftp/toc/external/!publish/SAR/Amphibian%20and%20Reptile%20BMPs_final%20\(old%202004\).pdf](https://www.for.gov.bc.ca/ftp/toc/external/!publish/SAR/Amphibian%20and%20Reptile%20BMPs_final%20(old%202004).pdf)
- Bissonette, J. et Hammer, M. (2000). *Effectiveness of earthen return ramps in reducing big game highway mortality in Utah*. UTCFWRU Report Series 2000 (1): 1-29, Repéré à <https://escholarship.org/content/qt2f1080nm/qt2f1080nm.pdf>
- Bissonette, J. A. et Kassir, C. A. (2008). Locations of deer-vehicle collisions are unrelated to traffic volume or posted speed limit. *Human-Wildlife Conflicts*, 2(1), 122-130.
- Bouchard, J.-F. (2016). Pour une meilleure cohabitation entre la faune et les réseaux routiers. Université du Québec à Rimouski. Repéré à <https://www.uqar.ca/nouvelles/uqar-info/1306-pour-une-meilleure-cohabitation-entre-la-faune-et-les-reseaux-routiers>
- Boucher, P. (2013). Une stratégie de conservation axée sur la connectivité pour les Laurentides au Québec (Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7067/cufe_Boucher_Philippe-Olivier_essai336.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Bouffard, M., Leblanc, Y., Bédard, Y. et Martel, D. (2012). Impacts de clôtures métalliques et de passages fauniques sur la sécurité routière et le déplacement des orignaux le long de la route 175 au Québec. *Le naturaliste canadien*, 136(2), 8-15.
- Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. et Ngo, H. T. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *IPBES Secretariat*.
- Burnett, S. E. (1992). Effects of a rainforest road on movements of small mammals: mechanisms and implications. *Wildlife Research*, 19(1), 95-104.
- Canal, D., Camacho, C., Martín, B., de Lucas, M. et Ferrer, M. (2019). Fine-scale determinants of vertebrate roadkills across a biodiversity hotspot in Southern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 28(12), 3239-3256.
- Clevenger, A. P. et Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14(1), 47-56.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. et Gunson, K. E. (2001). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 646-653.

- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. et Wierzchowski, J. (2002). Roads and wildlife in the Canadian Rocky Mountain Parks-Movements, mortality and mitigation. *Final report to Parks Canada. Banff, Alberta, Canada.*
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. et Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, vol. 81, no° 8, p. 1378-1391.
- Clevenger, A. P. et Waltho, N. (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological conservation*, 121(3), 453-464.
- Clevenger, T. (2007). Highways through habitats. *TR news*, 249, 14.
- Clevenger, A., Apps, C., Lee, T., Quinn, M., Platon, D., Poulton, D. et Ament, R. (2010). Highway 3: Transportation mitigation for wildlife and connectivity in the crown of the continent ecosystem. Miistakis Institute, Western Transportation and Yellowstone; report to Yukon Conservation Initiative, 124 p.
- Clevenger, A. P. et Huijser, M. P. (2011). *Wildlife crossing structure handbook: design and evaluation in North America*. United States, Federal Highway Administration, Central Federal Lands Highway Division, Repéré à https://rosap.ntl.bts.gov/view/dot/41646/dot_41646_DS1.pdf
- Clevenger, A. (2012). Leçons tirées de l'étude des passages fauniques enjambant une autoroute dans le parc national de Banff. *Le Naturaliste canadien*, 136(2), 35-41.
- Coelho, A., Coelho, I., Teixeira, F. et Kindel, A. (2014). Siriema: road mortality software. User's Manual V. 2.0. NERF, UFRGS, Porto Alegre, Brazil. Repéré à <http://www.ufrgs.br/siriema>
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography*, 15(5), 396-406.
- Colino-Rabanal, V. J. et Lizana, M. (2012). Herpetofauna and roads: a review. *Basic and Applied Herpetology*, 26, 5-31.
- Colloque Écologie routière. (2017). Galerie. Repéré à <http://www.colloqueecologieroutiere.org/index.php/fr/#>
- Commission de Protection du Territoire agricole du Québec [CPTAQ]. (2019). Zone agricole du Québec. Repéré à <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/4836cdba-f26b-4803-a068-01de937ae557>
- Commission des Ressources naturelles et du Territoire des Laurentides [CRNTL]. (2010). Repéré à https://www.mrc-antoine-labelle.qc.ca/sites/www.mrc-antoine-labelle.qc.ca/files/documents/portrait_resume_prdirt1_20100602.pdf
- Corridor Appalachien. (s.d.). Biodiversité. Repéré à <http://www.corridorappalachien.ca/biodiversite/>
- Coulson, G. et Bender, H. (2019). Roadkill mitigation is paved with good intentions: a critique of Fox et al.(2019). *Australian Mammalogy*, 42(1), 122-130.

- Cramer, P. C. et Bissonette, J. A. (2005). Wildlife crossings in North America: the state of the science and practice. Dans : *International Conference on Ecology and Transportation 2005 proceeding*, p.442-447.
- Cramer, P., Kintsch, J. et Jacobson, S. (2012). Maintaining wildlife connectivity across roads through tested wildlife crossing designs. Dans : *Proceedings of the 2011 International Conference on Ecology and Transportation, North Carolina State University, Raleigh*, 448-460.
- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Rondinini, C. et Boitani, L. (2011). Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2642-2651.
- Cyr Séguin C., Diarra B., Dumais G. et He J. (2018). Le coût économique des collisions avec la grande faune au Québec : le cas de l'autoroute 10. Université de Sherbrooke, 28p.
- Daguet, C. et Lelièvre, M. (2019). Identification et protection des corridors naturels de part et d'autre de l'autoroute 10 (Estrie et Montérégie Est) et amélioration de sa perméabilité faunique: premiers résultats. *Le Naturaliste canadien*, 143(1), 32-39.
- Delage, V., Fortin, M. J. et Desrochers, A. (2000). Effets de lisière et d'isolement des habitats d'oiseaux chanteurs dans les tourbières exploitées. *Écoscience*, 7(2), 149-156.
- Desrochers M. (1989). *Les passerelles et tunnels piétonniers au Québec, revue bibliographie et inventaire* (Rapport de stage). Ministère des Transports du Québec, Service de l'environnement, Repéré à <http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/1173965.pdf>
- Didham, R. K., Ghazoul, J., Stork, N. E. et Davis, A. J. (1996). Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*, 11(6), 255-260.
- Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G. et Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(40), 11261-11265.
- Dulac, J. (2013). Global land transport infrastructure requirements. *Paris: International Energy Agency*, 20, 2014.
- Éco-corridors laurentiens (ÉCL). (2019). Vision régionale pour la protection des milieux naturels. Repéré à <http://www.ecocorridorslaurentiens.org/vision-r-gionale>
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- Fahrig, L. et Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and society*, 14(1).
- Fazey, I., Fischer, J., et Lindenmayer, D. B. (2005). What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, 124(1), 63-73.

- Flower, J. P. (2016). Emerging technology to exclude wildlife from roads: Electrified pavement and deer guards in Utah, USA (Mémoire de maîtrise). Université de Logan, Utah, États-Unis, Repéré à <https://digitalcommons.usu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=5981&context=etd>
- Fondation de la Faune. (2019). *Liste des projets de connectivité acceptés en 2019*. Repéré à http://www.fondationdelafaune.qc.ca/documents/File/ProjetsConnectivite_2019-10-15.pdf?fbclid=IwAR3JQd46pcZIlKBzeGH5v5mFHuVioTP1MVcC9YsnPsffFwPwurC5vq3QQLY
- Forman, R. T. (1998). Road ecology: a solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology*, 13(4), III– V.
- Forman, R. T. T. et Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 207-231.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T. et Winter, T. C. (2003). *Road ecology: Science and solutions*. Washington, Island Press, 481 p.
- Fox, S., Potts, J. M., Pemberton, D. et Crosswell, D. (2019). Roadkill mitigation: trialing virtual fence devices on the west coast of Tasmania. *Australian Mammalogy*, 41(2), 205-211.
- Gagnon, J. W., Dodd, N. L., Ogren, K. S. et Schweinsburg, R. E. (2011). Factors associated with use of wildlife underpasses and importance of long-term monitoring. *The Journal of Wildlife Management*, 75(6), 1477-1487.
- Georgii, B., Keller, V., Pfister, H. P., Reck, H., Peters-Ostenberg, E., Henneberg, M., Herrmann M., Mueller-Stiess H. et Bach, L. (2011). Use of wildlife passages by invertebrate and vertebrate species. *Wildlife passages in Germany, 2011*.
- González-Gallina, A., Benítez-Badillo, G., Rojas-Soto, O. R. et Hidalgo-Mihart, M. G. (2013). The small, the forgotten and the dead: highway impact on vertebrates and its implications for mitigation strategies. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 325-342.
- Gordon, K. M., McKinstry, M. C. et Anderson, S. H. (2004). Motorist response to a deer-sensing warning system. *Wildlife Society Bulletin*, 32(2), 565-573.
- Grace, M. K., Smith, D. J. et Noss, R. F. (2017). Reducing the threat of wildlife-vehicle collisions during peak tourism periods using a roadside animal detection system. *Accident Analysis and Prevention*, 109, 55-61.
- Gratton, L. (2014). Protocole d'identification des corridors et passages fauniques. Étude de cas : l'autoroute, 10. Corridor Appalachien, 56 p.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2).
- Healy, A. (2019). Élargissement de l'autoroute 69: la route sous le premier écopont de l'Ontario. *Le Naturaliste canadien*, 143(1), 62-68.

- Hels, T. et Buchwald, E. (2001). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological conservation*, 99(3), 331-340
- Hubbard, M. W., Danielson, B. J. et Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *The Journal of Wildlife Management*, 707-713.
- Huijser, M. P. et McGowen, P. T. (2003). Overview of animal detection and animal warning systems in North America and Europe. *ICOET 2003 Proceedings*, 368-382.
- Huijser, M., McGowen, P., Fuller, J., Hardy, A. et Kociolek, A. (2008a). Wildlife-vehicle collision reduction study: Report to congress. Technical report, U.S. Department of Transportation.
- Huijser, M. P., Paul, K. J., Oechsli, L., Ament, R., Clevenger, A. P. et Ford, A. (2008b). *Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation plan for Hwy 93S in Kootenay and Banff National Park and the roads in and around Radium Hot Springs* (No. 4W1929 B).
- Huijser, M., Duffield, J., Clevenger, A., Ament, R., et McGowen, P. (2009). Cost-Benefit Analyses of Mitigation Measures Aimed at Reducing Collisions with Large Ungulates in the United States and Canada : A Decision Support Tool. *Ecology and Society*, 14(2).
- Huijser, M. P., Mosler-Berger, C., Olsson, M. et Strein, M. (2015). Wildlife Warning Signs and Animal Detection Systems Aimed at Reducing Wildlife-Vehicle Collisions. *Handbook of road ecology*, 198-212.
- Huijser, M. P., Fairbank, E. R., Camel-Means, W., Graham, J., Watson, V., Basting, P. et Becker, D. (2016). Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife-vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological conservation*, 197, 61-68.
- Huijser, M. P., McGowan, P., Hardy, A., Kociolek, A., Clevenger, A. P., Smith, D. et Ament, R. (2017). Wildlife-vehicle collision reduction study: report to congress.
- Institut de la statistique du Québec [ISQ]. (2015). *Bulletin statistique régional édition 2015 - Laurentides*. Repéré à http://www.bdso.gouv.qc.ca/docs-ken/multimedia/PB01608FR_RA15_2015A00F00.pdf
- ISQ. (2019). Comptes des terres du Québec méridional (changement de la couverture terrestre). Repéré à <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/comptes-des-terres-du-quebec-meridional-changement-de-la-couverture-terrestre/resource/04dc437b-4bfa-4590-84b7-9f50d24b18af>
- ISQ. (2019). *Le bilan démographique du Québec : édition 2019*. Repéré à <http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/population-demographie/bilan2019.pdf>
- Jackson, S. D. et Griffin, C.R. (2000). A Strategy for Mitigating Highway Impacts on wildlife, dans *Wildlife and Highways: Seeking Solutions to an Ecological and Socio economic Dilemma*, Mesmer and West editors, The Wildlife Society, p.143-159.
- Jackson, N. D. et Fahrig, L. (2011). Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144(12), 3143-3148.

- Jacobson, S. L. (2005). Mitigation measures for highway-caused impacts to birds. Issu de *Ralph, C. John; Rich, Terrell D., editors 2005. Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference. 2002 March 20-24; Asilomar, California, Volume 2 Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Albany, CA: US Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station: p. 1043-1050* (Vol. 191).
- Jaeger, J. A. et Fahrig, L. (2004). Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology*, 18(6), 1651-1657.
- Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B. et Tluk von Toschanowitz, K. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, vol., 185, no° 2-4, p. 329-348.
- Jaeger, J., Bélanger-Smith, K., Gaitan, J., Plante, J., Bowman, J. et Clevenger, A. P. (2017). Suivi de l'utilisation et de l'efficacité des passages à faune le long de la route 175 pour les petits et moyens mammifères. Projet R709.1, Rapport final.
- Jaeger, J., Spanowicz, A., Bowman, J. et Clevenger, A. (2019). Clôtures et passages fauniques pour les petits et moyens mammifères le long de la route 175 au Québec : Quelle est leur efficacité ? *Le Naturaliste canadien*, 143(1), 69-80.
- Jones, J., Swanson, F., Wemple, B., et Snyder, K. (2000). Effects of Roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks. *Conservation Biology*, 14, 76-85.
- Jongman, R. H. et Pungetti, G. (2004). Introduction: ecological networks and greenways. Dans : *Ecological networks and greenways; concept, design, implementation* (pp. 1-6), Cambridge University Press.
- Kintsch, J. et Cramer, P. 2011. Permeability of existing structures for wildlife: developping a passage assessment system. Washington State Department of Transportation, Research Report No. WA-RD 777.1, 63 p.
- Labadie, R. (2009). *Étude et prévention des accidents de la route impliquant le cerf de Virginie dans l'Ouest-de-la-Montérégie*. Repéré à <https://savoirs.usherbrooke.ca/handle/11143/2595>
- La Financière agricole du Québec [FADQ]. (2019). Base de données des parcelles et productions agricoles déclarées (BDPPAD). Repéré à <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/base-de-donnees-des-parcelles-et-productions-agricoles-declarees-bdppad>
- Laliberté, J. et St-Laurent, M. H. (2019). Détermination des facteurs spatiotemporels expliquant le risque de collision routière avec des cervidés sur l'autoroute Claude-Béchar (85) au Témiscouata. *Le Naturaliste canadien*, 143(1), 40-47.
- Laverty, M. F. et Gibbs, J. P. (2007). Ecosystem loss and fragmentation. *Lessons in Conservation*, 1, 72-96.
- Lavoie, M., Desjardins, S., Langevin, B., Couturier, S., Bélanger, J., Hudon, F., Daigle, C., St-Onge, S. et Fortin, J. (2010). *Suivi des impacts du prolongement d'une autoroute sur le cerf de*

- virginie autoroute robert-cliche (73), saint-joseph-de-beauce et beauceville*. Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Ministère des Transports, 118p, Repéré à <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/impact-prolongement-route-cerf.pdf>
- Lavoie, M., Desjardins, S., Langevin, B., Couturier, S., Bélanger, J., Hudon, F., Daigle, C., St-Onge, S. et Fortin, J. (2012). Réponses comportementales de cerfs de Virginie à la suite de la construction d'une autoroute traversant leur aire d'hivernage au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 136(2), 54-60.
- Leblanc, Y., Bolduc, F. et Martel, D. (2005). Upgrading a 144-km section of highway in prime moose habitat: where, why, and how to reduce moose-vehicle collisions. *UC Davis: Road Ecology Center*.
- Leblond, M., Dussault, C., Ouellet, J. P., Poulin, M., Courtois, R. et Fortin, J. (2006). Evaluation de l'aménagement des mares salines comme mesure de mitigation des accidents routiers impliquant l'orignal dans la réserve faunique des Laurentides–Rapport final. *Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, ministère des Transports et université du Québec à Rimouski, Québec*.
- Le comité organisateur. (2012). Colloque « Routes et faune terrestre : De la science aux solutions »: Synthèse des discussions et des échanges tenus lors de la table ronde. *Le Naturaliste canadien*, 136(2), 107.
- Lelièvre, M. (2018). *Message des comités de direction et de programmation*. Repéré à <https://www.erudit.org/fr/revues/natcan/2019-v143-n1-natcan04133/1054109ar.pdf>
- Lindsay, K., Gobeil, J.-F., Lawler, J., Schloss, C., Beazley, K., et Beechey, T. (2016). *Wildlife conservation, protected areas and climate change in Canada: Implications of projected species range shifts*. Repéré à https://www.ccea.org/wp-content/uploads/2015/10/CCEA_WildlifeConservationProtectedAreasandClimateChangeinCanada_Digital.pdf
- LoScerbo, D., Daguet, C. et Jaeger, J. (2017). *Can passages be shared by humans and wildlife?* Repéré à http://www.colloqueecologieroutiere.org/images/affiches/Poster_DaniellaLoScerbo_EN_LOR ES.pdf
- LoScerbo, D., Daguet, C. et Jaeger, J. (Sous presse). Can passages be shared? How human use of existing highway underpasses affects mammal crossing success.
- Logier-Paquette, V. (2019). Stratégie régionale de conservation des espèces en situation précaire: conception d'une méthodologie et étude de cas (Essai de maîtrise). Université de Sherbrooke, Centre universitaire de Formation en Environnement, Sherbrooke.
- Maris, V. et Revéret, J.-P. (2018). Les limites de l'évaluation économique de la biodiversité. *Les ateliers de l'éthique*, 4(1), 52-66.
- McCallum, M. L. (2015). Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity and Conservation*, 24(10), 2497-2519.
- McCardle, L. D. et Fontenot, C. L. (2016). The influence of thermal biology on road mortality risk in snakes. *Journal of thermal biology*, 56, 39-49.

- McClure, C. J., Ware, H. E., Carlisle, J., Kaltenecker, G. et Barber, J. R. (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1773), 20132290.
- McDonald, W. R. et St Clair, C. C. (2004a). The effects of artificial and natural barriers on the movement of small mammals in Banff National Park, Canada. *Oikos*, 105(2), 397-407.
- McDonald, W. R. et St Clair, C. C. (2004b). Elements that promote highway crossing structure use by small mammals in Banff National Park. *Journal of Applied Ecology*, 41(1), 82-93.
- McGregor, R. L., Bender, D. J. et Fahrig, L. (2008). Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 117-123.
- McLellan, B. N. et Shackleton, D. M. (1988). Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology*, 451-460.
- Menezes-Silva, P. E., Loram-Lourenço, L., Alves, R. D. F. B., Sousa, L. F., da Silva Almeida, S. E., et Farnese, F. S. (2019). Different ways to die in a changing world: Consequences of climate change for tree species performance and survival through an ecophysiological perspective. *Ecology and evolution*.
- Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A. et Albert, C. H. (2018). Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological conservation*, 227, 326-334.
- Michelot, J.L., Salen, P., Simon, L. et Loiseau, J. (2015). Couloirs de vie - Projet de restauration et de préservation des corridors biologiques du Grésivaudan. Rapport d'étude, Département de l'Isère, France, Repéré à http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/synthese_evaluation_couloirs_de_vie.pdf
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques [MELCC]. (s.d.). Région administrative des Laurentides. Repéré à http://www.environnement.gouv.qc.ca/regions/region_15/points.htm
- MELCC. (2020). Registre des aires protégées au Québec. Repéré à <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/aires-protegees-au-quebec>
- Ministère de l'Économie et de l'Innovation [MEI]. (2019). *Laurentides : portrait régional*. Repéré à https://www.economie.gouv.qc.ca/fileadmin/contenu/documents_soutien/regions/portraits_regionaux/Laurentides.pdf
- Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles [MERN]. (2006). *Portrait territorial - Laurentides*. Direction générale de Laval - Lanaudière - Laurentides, Direction régionale de la gestion du territoire public, Repéré à <https://mern.gouv.qc.ca/documents/territoire/portrait-laurentides.pdf>
- MERN. (2010). Base de données géographiques et administratives à l'échelle de 1/1 000 000, infrastructures de transport. Repéré à <https://mern.gouv.qc.ca/territoire/portrait/portrait-donnees-mille.jsp>

- MERN. (2015). *Plan d'affectation du territoire public - Laurentides*. Repéré à https://mern.gouv.qc.ca/publications/territoire/planification/cartes_Laurentides/PATP/PATP_Laurentides_2015-11.pdf
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs [MFFP]. (2009). *Répartition du caribou* (Rangifer tarandus caribou) *au Québec*. Repéré à <https://mffp.gouv.qc.ca/faune/chasse/gibiers/pdf/repartition-caribou.pdf>
- MFFP. (2020). Carte écoforestière avec perturbations. Repéré à <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/carte-ecoforestiere-avec-perturbations>
- Ministère des Transports de l'Ontario [MTO]. (2016). Guide environnemental visant à atténuer les répercussions de la route sur la faune. Rapport final à jour présenté par Eco-Kare International au ministère des Transports, St. Catharines, Ontario, 2016,107 p.
- Ministère des Transports du Québec [MTQ]. (1997). *Aménagements routiers dans la traversée des agglomérations*. Service de l'Aménagement des Infrastructures et de l'Environnement, Repéré à http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/0815601/01_Amenagements_routiers.pdf
- MTQ. (2000). *Les collisions avec la grande faune dans un contexte de sécurité routière et d'impact environnemental*. Repéré à <http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/1061805.pdf>
- MTQ. (2019). Débit de circulation. Ministère des Transports, Direction de la géomatique, Repéré à <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/debit-de-circulation>
- Mora, C. et Sale, P. F. (2011). Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Marine ecology progress series*, 434, 251-266.
- Mortensen, D. A., Rauschert, E. S., Nord, A. N. et Jones, B. P. (2009). Forest roads facilitate the spread of invasive plants. *Invasive Plant Science and Management*, 2(3), 191-199.
- Ontario Road Ecology Group. (2010). A guide to road ecology in Ontario. Repéré à https://www.rom.on.ca/sites/default/files/imce/oreg_final.pdf
- Oxley, D. J., Fenton, M. B. et Carmody, G. R. (1974). The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 51-59.
- Paradis-Lacombe, P. (2018). *Caractérisation de l'état et de la durabilité des traverses de cours d'eau sur les chemins forestiers* (Rapport de mémoire). Maîtrise en sciences forestières, Université Laval, Québec, Canada. Repéré à https://robvq.qc.ca/public/documents/formations/rdv20/Paradis-Lacombe%202018_MSc.pdf
- Pelletier M. (Octobre 2019). Chantier de l'autoroute 85 : 22 passages pour la faune. Repéré à <https://www.infodimanche.com/actualites/actualite/374938/chantier-de-lautoroute-85-22-passages-pour-la-faune#>
- Pellerin, S. et Poulin, M. (2013). *Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable*. Rapport final présenté au Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs, Repéré à

<http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/Analyse-situation-milieux-humides-recommandations.pdf>

- Peltier, J. (2012). Incidence et prévention des accidents routiers impliquant la grande faune sur le réseau du ministère des Transports du Québec. *Le Naturaliste canadien*, 136(2), 89-94.
- Perrin, J. (2006). *L'analyse économique des impacts liés à un affaissement de ponceau*. Analyse produite à l'intention des participants au congrès de l'AQTR, Département de génie civil, Université de l'Utah. Repéré à <http://tubecon.qc.ca/wp-content/uploads/2013/03/JosephPerrin.pdf>
- Primack, R. B. et Sher, A. (2016). An introduction to conservation biology. Sinauer Associates, Incorporated, Publishers.
- Rands, M. R. W., Adams, W. M., Bennun, L., Butchart, S. H. M., Clements, A., Coomes, D., ... Vira, B. (2010). Biodiversity Conservation : Challenges Beyond 2010. *Science*, 329(5997), 1298-1303.
- Rahbek, C. et Colwell, R. K. (2011). Species loss revisited. *Nature*, 473(7347), 288-289.
- Riitters, K. H., et Wickham, J. D. (2003). How far to the nearest road? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(3), 125-129.
- Robidoux, C. (2019). Passage à tortues de la route 245 à Bolton-Est (Estrie): un bel exemple de partenariat. *Le Naturaliste canadien*, 143(1), 85-91.
- Rodriguez, A., Crema, G. et Delibes, M. (1996). Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), 1527-1540.
- Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J. A. G., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J., et van der Grift, E. A. (2016). How Effective Is Road Mitigation at Reducing Road-Kill? A Meta-Analysis. *PLOS One*, 11(11).
- Sadleir, R. M. et Linklater, W. L. (2016). Annual and seasonal patterns in wildlife road-kill and their relationship with traffic density. *New Zealand Journal of Zoology*, 43(3), 275-291.
- Salvant, F. (2017). Identification des zones d'intervention prioritaires pour les mouvements fauniques sur une portion de l'autoroute 10 (Québec, Canada) (Essai de maîtrise). Département de géomatique appliquée, Faculté des lettres et sciences humaines, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 100 p.
- Sawaya, M. A., Kalinowski, S. T. et Clevenger, A. P. (2014). Genetic connectivity for two bear species at wildlife crossing structures in Banff National Park. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20131705.
- Seiler, A. et Helldin, J. O. (2006). Mortality in wildlife due to transportation. In *The ecology of transportation: Managing mobility for the environment* (pp. 165-189). Springer, Dordrecht.
- Sharma, S. U. et Shah, D. J. (2016). A practical animal detection and collision avoidance system using computer vision technique. *IEEE Access*, 5, 347-358.

- Shepard, D. B., Kuhns, A. R., Dreslik, M. J. et Phillips, C. A. (2008). Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11(4), 288-296.
- Shorshani, M. F. (2014). *Modélisation de l'impact du trafic routier sur la pollution de l'air et des eaux de ruissellement* (Thèse de doctorat). Université Paris-Est, Repéré à <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-01127301/file/2014PEST1068.pdf>
- Smith, L. L., Smith, K. G., Barichivich, W. J., Dodd Jr, C. K. et Sorensen, K. (2005). Roads and Florida's herpetofauna: a review and mitigation case study. *Amphibians and Reptiles: Status and Conservation in Florida*, WE Meshaka, Jr. and KJ Babbitt (eds.), Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, 32-40.
- Smith-Patten, B.D. et Patten, M.A. (2008). Diversity, Seasonality, and Context of Mammalian Roadkills in the Southern Great Plains. *Environmental Management*, 41, 844–852.
- Société de l'assurance automobile du Québec [SAAQ]. (2019). *Dossier statistique - bilan 2018*. Direction de la recherche et du développement en sécurité routière, Société de l'assurance automobile du Québec, Repéré à <https://saaq.gouv.qc.ca/fileadmin/documents/publications/espace-recherche/dossier-statistique-bilan-2018.pdf>
- Spanowicz A. G., Zimmermann Teixeira F. et Jaeger J. (Sous presse). An adaptive plan for prioritizing road sections for fencing to reduce animal mortality, *Conservation Biology*.
- Spellerberg, I. A. N. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(5), 317-333.
- Spellerberg, I. F. (2002). *Ecological Effects of Roads: The Land Reconstruction and Management*. CRC Press, vol.2, Science Publishers, Inc., 251p.
- St-Laurent, M. H., Dussault, C., Ferron, J. et Gagnon, R. (2009). Dissecting habitat loss and fragmentation effects following logging in boreal forest: conservation perspectives from landscape simulations. *Biological Conservation*, 142(10), 2240-2249.
- Sullivan, B. (1981). Observed differences in body temperature and associated behavior of four snake species. *Journal of Herpetology*, 15(2), 245-246.
- Tanguay, G. A., Garon, J. D., Peignier, I., de Marcellis-Warin, N., Meloche, J. P. et Panot, M. (2020). *Étude des facteurs d'attractivité de la région des Laurentides*. CIRANO, Repéré à <https://cirano.qc.ca/files/publications/2020RP-02.pdf>
- Tittensor, D. P., Walpole, M., Hill, S. L., Boyce, D. G., Britten, G. L., Burgess, N. D., ... Baumung, R. (2014). A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science*, 346(6206), 241-244.
- Vallée, P. M., Bélanger, J. et Fortin, J. (2019). Conception et construction des aménagements relatifs aux cerfs de Virginie le long de l'autoroute Robert-Cliche (A-73) au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 143(1), 55-61.

- van der Grift, E. A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, et Olson, L. (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 425-448.
- van der Grift, E. A., van der Ree, R. et Jaeger, J. A. (2015). Guidelines for evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Handbook of Road Ecology*, 129-137.
- van Langevelde, F., Van Dooremalen, C. et Jaarsma, C. F. (2009). Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 660-667.
- van Wieren, S. E. et Worm, P. B. (2001). The use of a motorway wildlife overpass by large mammals. *Netherlands Journal of Zoology*, 51(1), 97-105.
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrach, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A. et Watson, J. E. M. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7, 12558.
- Vercauteren, K. C., Vandeelen, T. R., Lavelle, M. J. et Hall, W. H. (2010). Assessment of abilities of white-tailed deer to jump fences. *The Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1378-1381.
- Ville de Montréal. (2019). *Corridor de biodiversité de Saint-Laurent*. Plan directeur d'aménagement, Arrondissement de Saint-Laurent, Ville de Montréal, Repéré à https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/arrond_sla_fr/media/documents/190517-civiliti-corridor_biodiversite-plan_directeur_amenagement_annexes.pdf
- Waldron, A., Miller, D. C., Redding, D., Mooers, A., Kuhn, T. S., Nibbelink, N. et Gittleman, J. L. (2017). Reductions in global biodiversity loss predicted from conservation spending. *Nature*, 551(7680), 364.
- Whittington, J., St. Clair, C. C. et Mercer, G. (2005). Spatial responses of wolves to roads and trails in mountain valleys. *Ecological Applications*, 15(2), 543-553.
- Wind, E. (1999). Effects of habitat fragmentation on amphibians: what do we know and where do we go from here. In *Proceedings of the Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk* (Vol. 2, pp. 885-894).
- Worm B. et Lotze H. K. (2016). Chapter 13 - Marine Biodiversity and Climate Change. Trevor M. Letcher, Climate Change (Second Edition), *Elsevier*, 2016, Pages 195-212.
- Zimmermann Teixeira, F., Kindel, A., Hartz, S. M., Mitchell, S. et Fahrig, L. (2017). When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. *Journal of Applied Ecology*, 54(5), 1544-1551.